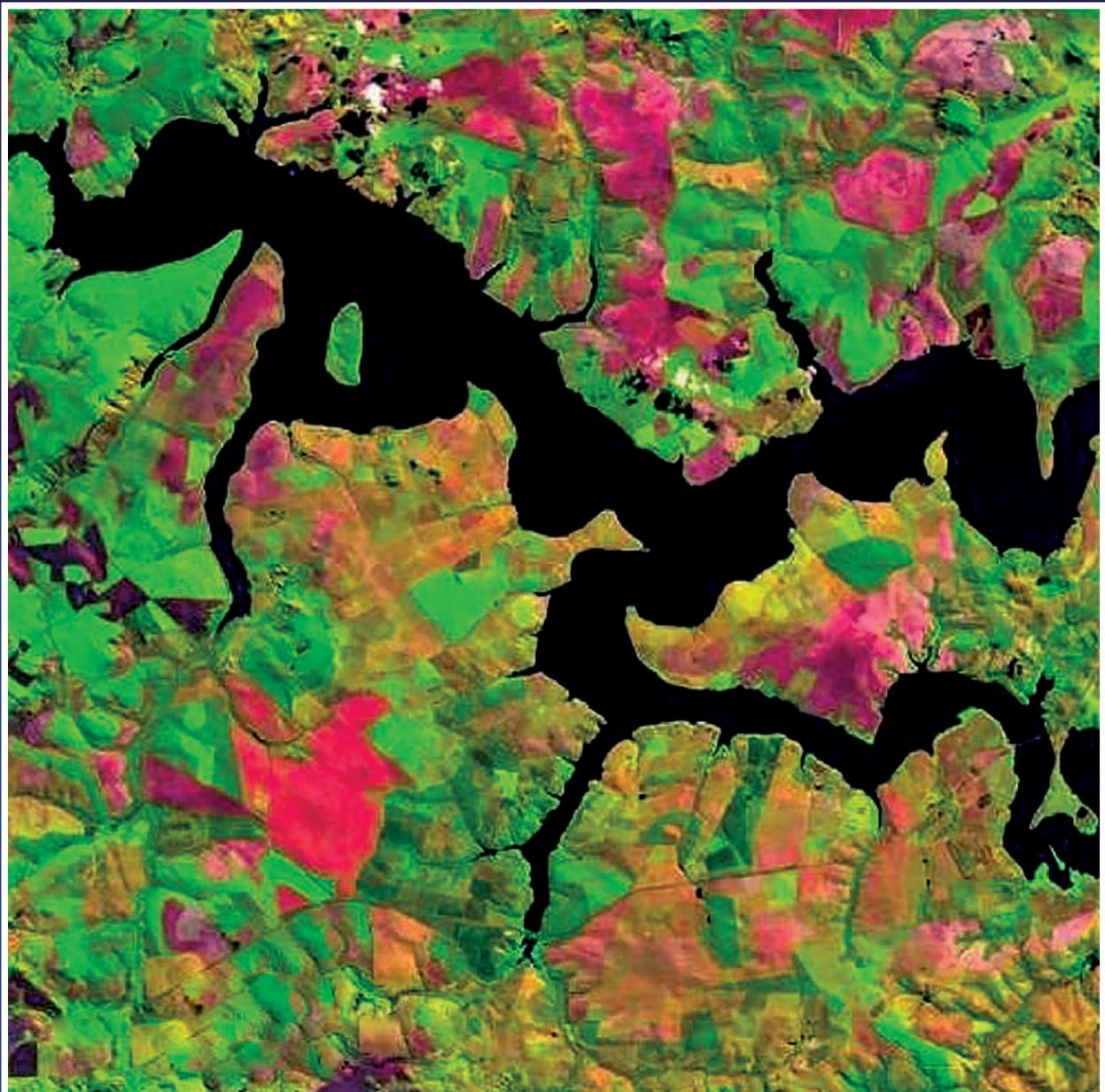


Represas Artificiais Ecologia, Limnologia, Usos Múltiplos, Gerenciamento



Represas Artificiais

**Ecologia, Limnologia, Usos
Múltiplos, Gerenciamento**

**José Galizia Tundisi
Takako Matsumura-Tundisi**



2022

Copyright © 2022 – Todos os direitos reservados. Lei nº 9.610/1998 dos Direitos Autorais do Brasil. Conforme determinação legal, essa obra não pode ser plagiada, utilizada, reproduzida ou divulgada sem a autorização das autoras. O conteúdo desse livro é de inteira responsabilidade dos seus autores.

T8342r Tundisi, José Galizia; Matsumura-Tundisi, Takako

Represas Artificiais – Ecologia, Limnologia, Usos Múltiplos, Gerenciamento /
autores: José Galizia Tundisi; Takako Matsumura-Tundisi. São Carlos, 2022.

424 p. il. cor

ISBN 978-65-5668-079-8

1. Reservatórios artificiais. 2. Limnologia. 3. Ecologia. 4. Biodiversidade.
5. Evolução ecológica. I. Autores. II. Título.

CDD 577

Revisão, Editoração, E-book e Impressão:



Rua Juca Sabino, 21 – São Carlos, SP

(16) 9 9285-3689  

www.editorascienza.com.br | gustavo@editorascienza.com

Nota de Esclarecimento

Algumas figuras no texto deste livro estão com suas legendas mantidas em inglês . Esta foi uma decisão dos autores para preservar a qualidade e entendimento das figuras mas sem distorcer ou alterar o conteúdo.

Agradecimentos

As seguintes Instituições nacionais apoiaram pesquisas científicas, projetos e bolsas de pós graduação.

1) Instituições do Brasil:

Agencias de Financiamento à Pesquisa

CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

- Processo 405432/83
- Processo 680277/01-03
- Processo 300432/94
- Processo 573945/2008-0- INCT AQUA
- Processo 403820/2012. PELD CNPq
- Processo 441 564/2016. PELD CNPq

Fapesp – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

- Processo 1290-7/7178
- Processo 1360/83
- Processo 0653/85
- Processo 1957-3/88
- Processo 0612-5/91
- Processo 5091-2/98
- Processo 00/00 7379-5- Projeto PIPE
- Processo 51502-3/2012- Projeto PELD – Fapesp
- Processo 18658-0/2016.
- Finep Financiadora de Projetos MCTI
- Projeto Finep – CTHIDRO: Estudos comparados entre as represas de BARRA BONITA (Medio Tiete – SP e Luiz Eduardo Magalhães (Lajeado – Rio Tocantins)
- Projeto Finep – Pesquisa e Desenvolvimento - Projeto Hidroviário. Represas do Medio Rio Tiete

CAPES – Programa de bolsas de pós-graduação (USP, UFSCAR)

2) Organizações no Brasil

- Academia Brasileira de Ciências
- Furnas Centrais Elétricas
- Eletronorte
- Elektro
- Norte Energia
- Universidade de São Paulo- Escola de Engenharia de São Carlos
- Universidade Federal da São Carlos
- Secretaria de Ciências e Desenvolvimento Econômico do Governo de Minas Gerais
- Cemig Companhia de Energia do Estado de Minas Gerais
- CESP Companhia de Energia de São Paulo
- Sabesp Companhia de Abastecimento de Água de São Paulo

3) Organizações Internacionais

- United Nations Centre for Regional Development .- Nagoya Japan
- United Nations Environment Programme
- International Lake Environment Committee (ILEC)
- Organization of American States (OEA)
- United Nations University
- Ministry of Education of Japan (MOMBUSHO)
- Academy of Sciences of the TCHEK Republic
- Interamerican Association of Academies of Science (IANAS) – Water Committee
- Yacireta Binacional (Argentina – Paraguay)

Agradecimentos a personalidades da área de Ciência e Tecnologia e que apoiaram a Pesquisa Científica em Represas e contribuíram com estímulo, e recomendações para estudos e projetos que resultaram na publicação desta obra.

- Prof. Heitor Gurgulino de Souza, Primeiro Reitor da UFSCAR
- Prof. Luiz Edmundo Magalhães Reitor da Ufscar .
- Prof. Ruy Carlos de Camargo Vieira Dep. De Hidraulica e Saneamento EESC- USP.
- Prof. Martius Giorgetti, Dep. Hidraulica e Saneamento EESC_USP.
- Prof. William Saad Hossne, Fapesp.
- Prof. Paulo E. Vanzolini. Museu de Zoologia, USP

- Prof. Jose Israel Vargas, Ministro de Ciencia e Tecnologia
- Prof. Roberto Lobo Reitor da USP
- Prof. Aristides Pacheco Leão Presidente da Academia Brasileira de Ciencias
- Prof. Jose Goldemberg Membro da World Commission on Dams Presidente da CESP, Universidade de São Paulo

Agradecimentos a pesquisadores que compartilharam informações científicas, projetos e publicações

Adriana Jorcin, Angelo Agostinho, Arnola Rietzler, Angelo Saggio Banu Ormeci, Carlos Bicudo, Corina Sidalis Galli, Denise Bicudo, Donato Seiji Abe, Ernesto Gonzales, Evaldo Gaeta Espindola, Francisco A. Barbosa, Francisco Esteves, Fernando Campagnoli Gabriel Roldan, Guillermo Chalar, Henri Dumont, Joan Armengol, Jorg Imberger Katherine Vammen, Kennedy Roche, Maciej Zaleswski, Manuel Basterrechea, Marcos Nogueira, Marlon Pelaez, Milan Straskraba, Nobutada Nakamoto, Odete Rocha, Ramon Margalef, Raoul Henry, Richard A. Vollenweider, Robert Kennedy, Rosaura Gavilan Dias Sergio Eiger, Sven E. Jorgensen, Tagea Bjornberg, William Mitsch, Yatsuka Saijo

Agradecimentos aos técnicos de campo e de Laboratório que participaram com entusiasmo e dedicação de inúmeros projetos de pesquisa em represas do Brasil

- João Gomes da Silva – Decano dos Técnicos em Limnologia no Brasil
- Carlos Eduardo Mateus
- America Jacinto de Moraes
- Fernando Blanco
- Amandio de Menezes Nogueira
- Alexandre Coppi
- Marcelo Menezes Nogueira

Às centenas de estudantes de Iniciação Científica, Mestrado, Doutorado, Pós-doutorado, Especialização do Brasil e de mais de 30 países que participaram e compartilharam projetos resultados e experiências o profundo agradecimento dos autores.

Dedicatória

Este livro é dedicado a:

- Ramon Margalef
- Milan Straskraba
- Sven Erick Jorgensen
- Yatsuka Saijo
- Colin Reynolds
- Martha Vannucci

Expoentes e pilares da Ecologia e Limnologia, profissionais exemplares e de caráter irretocável, amigos inesquecíveis.

Prefácio I

Reservatórios artificiais foram produzidos ao longo de toda a história da humanidade. Vestígios e ruínas de reservatórios foram detectados em muitas regiões do planeta Terra. Estes vestígios datam de 3 a 5 mil anos. Inicialmente utilizados para armazenamento de água, para a criação de peixes e abastecimento humano e de animais os pequenos empreendimentos transformaram-se, especialmente a partir do século XX em grandes sistemas artificiais capazes de armazenar bilhões de litros de água utilizada para múltiplos fins. Hoje, praticamente todas as bacias hidrográficas dos continentes americanos, África, Europa e sudeste da Ásia, contêm reservatórios de várias dimensões e volumes utilizados para inúmeras finalidades. Evidentemente estes ecossistemas impactaram as diferentes bacias hidrográficas, mas ao mesmo tempo promoveram desenvolvimento econômico, ampliaram a capacidade regional de melhorar oportunidades de emprego e renda, e estimularam desenvolvimentos paralelos que tiveram impactos, além de reservar água.

No Brasil, a construção de açudes para reserva de água e abastecimento público iniciou-se no Nordeste no século XIX. Mas no início do século, pequenos reservatórios para produção de hidroeletricidade e para piscicultura foram construídos em muitos estados; esses pequenos empreendimentos espalharam-se para todo o Brasil no século XX. Já a partir de 1950 grandes hidroelétricas começaram a ser construídas especialmente no Sudeste, e mais recentemente nos últimos 30 anos do século XX na Amazônia.

Estas grandes hidroelétricas tiveram um papel relevante no desenvolvimento econômico do Brasil, pois produziram energia que propiciou a implantação de indústrias, a eletrificação de estradas de ferro, e ao mesmo tempo, promoveram desenvolvimento regional pelas diferentes e diversificadas oportunidades de empreendimentos diversos como, irrigação, piscicultura, navegação e abastecimento público. A integração destas atividades é um dos temas importantes de gestão de reservatórios atualmente.

Entretanto, reservatórios artificiais não são somente empreendimentos para promoção da economia. São ecossistemas artificiais cujo conhecimento científico é fundamental para consolidar ações de gestão e coordenação integrada de gerenciamento. O conhecimento científico dos processos que ocorrem em reservatórios artificiais, suas flutuações e interações, as respostas das comunidades biológicas às funções de força físicas e químicas, são fundamentais para promover gestão adequada, integrada, preditiva e corretiva.

Além do conhecimento científico, promovido por reservatórios artificiais, a função educacional e na formação de recursos humanos é também relevante. Represas artificiais tem sido utilizadas, ao longo de muitos anos para formação de recursos humanos em Biologia Aquática, Ecologia, Limnologia, Ictiologia, Engenharia de barragens.

Represas artificiais como todo ecossistema, são sistemas complexos. A teoria de sistemas complexos aplicada a esses ecossistemas tem fundamentos importantes do ponto de vista teórico e também com grandes repercussões na gestão.

Este volume tem várias finalidades: em primeiro lugar estabelece os princípios, fundamentos e respostas de reservatórios como ecossistema aos diferentes processos que se iniciam com sua inserção nas bacias hidrográficas. Os sistemas de construção e as características essenciais: volume, tempo de retenção, tipo de construção, sistemas a jusante. A análise dos

principais mecanismos de funcionamento, e de evolução ecológica dos reservatórios é parte desta descrição dos fenômenos e das interações.

A outra finalidade é descrever fontes de contaminação e deterioração da qualidade da água, a sedimentação e a colmatação de reservatórios e as alterações de biodiversidade que ocorrem ao longo do tempo. Usos múltiplos e gestão são também partes importantes do volume, uma vez que são requeridas soluções adequadas e criativas para uma gestão integrada.

Finalmente este volume contém uma série de estudos de caso reunidos pelos autores devido à sua inserção nestes trabalhos. Estes estudos de caso representam uma gama de diferentes projetos de várias dimensões e organizações e demonstram de forma prática, a complexidade dos problemas e as soluções adotadas em cada caso.

A integração do conhecimento teórico e o gerenciamento de reservatório podem promover novos sistemas operacionais, soluções criativas na gestão e melhores e profundas ações para a construção de novos reservatórios com menor impacto ambiental e mais eficiência na operação. Isto promoverá melhor integração dos reservatórios na economia e na sociedade.

José Galizia Tundisi
Takako Matsumura Tundisi

Prefácio II

Este livro resume a experiência acumulada pelos Profs. Tundisi e Takako ao longo de uma longa e profícua carreira acadêmica e científica, reconhecida nacional e internacionalmente.

A obra consiste em uma coletânea completa, em uma extensa série de capítulos, em que o leitor tem a oportunidade de aprender os conceitos básicos sobre reservatórios naturais e artificiais. O texto avança sobre a complexa interação entre reservatórios e as bacias hidrográficas que os abastecem. A dinâmica ecológica é descrita em detalhe, abordando os diferentes estágios e processos biológicos, físicos e químicos que controlam o sistema limnológico. A cadeia alimentar, iniciando pelo fitoplâncton, zooplâncton até a fauna bentônica e íctica, é detalhadamente descrita.

Uma vez estabelecido um sistema reservatório, os diferentes possíveis impactos ambientais são elucidados: sedimentação, salinização, eutrofização, elementos tóxicos e espécies exóticas, assim como suas consequências para a utilização e gestão dos recursos hídricos. Questões recentes relacionadas às mudanças globais e potenciais impactos no funcionamento e operação dos reservatórios, assim como os efeitos na dinâmica ecológica e seus desdobramentos econômicos e sociais são descritos em capítulo específico. Nesse contexto, emissões de gases de efeito estufa e a interação com as mudanças climáticas merecem destaque em uma abordagem esclarecedora, elucidativa e educacional.

Em linha com as modernas tendências, os princípios fundamentais de gerenciamento são apresentados, culminando com o uso de ferramentas matemáticas para monitoramento e modelagem matemática de bacias hidrográficas e reservatórios.

Em estudos de caso em diferentes biomas e regiões climáticas, os conceitos são aplicados, particularmente, em reservatórios artificiais (represas) para a geração de energia hidrelétrica em regiões tropicais e também na Amazônia. Todos aspectos relacionados a ecologia, biodiversidade, sociedade e gestão são analisados, trazendo os fundamentos teóricos a casos reais, próximos do cotidiano das pessoas.

Neste livro, as relações e desafios entre desenvolvimento econômico, segurança ambiental e qualidade de vida para a sociedade são elucidados por uma talentosa e articulada dupla de limnólogos. A leitura do livro é um constante aprendizado, que aproxima o leitor de um ecossistema complexo e apaixonante, estudado em detalhe em todas suas interações.

Para finalizar, cabe agradecer a generosidade desses destacados cientistas em compartilhar todo o conhecimento acumulado ao longo de mais de 60 anos de pesquisa, ensino e aplicação a problemas reais de interesse da sociedade. Ao leitor, fica o convite para uma jornada de descoberta e aprendizado sobre importantes aspectos de sistemas naturais e artificiais, nos quais a água é o elemento central.

Prof. Dr. Edson Cezar Wendland

Professor Titular da Escola de Engenharia
de São Carlos – Universidade de São Paulo

Prefácio III

O casal Tundisi surpreendeu a mais alvissareira expectativa. O livro que acabaram de produzir é simplesmente um curso de fôlego sobre reservatórios artificiais para as mais exigentes universidades e institutos de pesquisa do nosso Brasil e mesmo de fora dele. Brilhante! Um verdadeiro tratado onde os Tundisi abordaram desde as bases conceituais sobre o que são reservatórios e quão complexos são esses sistemas para discorrer, de maneira completa e brilhante, até os efeitos das mudanças globais na dinâmica ecológica desses sistemas. Ao longo do texto, os autores discorreram de modo extremamente didático e absolutamente rico em minúcias a dinâmica ecológica dos reservatórios, trabalhando suas principais características espaciais e temporais e os principais grupos vegetais e animais que neles habitam. Abordaram, mais adiante, as várias formas de impacto nos reservatórios, incluindo as diferentes possibilidades de eutrofização, as substâncias e os elementos tóxicos neles lançados e a problemática da introdução de espécies exóticas nesses sistemas. Ocuparam-se também do gerenciamento, do monitoramento e da modelagem matemática de reservatórios, ampliando tal conhecimento para a bacia hidrográfica que os rodeia. Continuaram através das emissões de gases de efeito estufa e culminaram por tratar os reservatórios ante à sociedade ao abordarem os impactos e demais problemas causados, as compensações e a integração da pesquisa e do gerenciamento. Saliente-se conter este compêndio uma abordagem científica profunda e categoricamente indispensável sobre as interações dos reservatórios com a sociedade que os rodeia e deles fazem parte e uso. Em síntese, o livro que publicaram é um verdadeiro “*vademecum*” para todos os profissionais da ecologia aquática e da limnologia, para a iniciação científica de seus estudantes e para sua orientação através de toda a vida científica. O casal Tundisi brilhou mais uma vez ao mostrar toda sua pujança científica e seu cuidado eterno com a formação de recursos humanos qualificados. Meus parabéns ao casal por mais esta aventura pelos reservatórios brasileiros que também abordou, em estudos de caso, os reservatórios de Barra Bonita e Carlos Botelho, reservatórios urbanos e reservatórios da Amazônia. E os meus melhores e mais efusivos parabéns ao casal Tundisi pelo seu eterno cuidar do desenvolvimento da ecologia e da limnologia dos reservatórios no nosso Brasil e pela síntese genuinamente brilhante sobre esses sistemas, que redundou no livro “Represas artificiais: ecologia, limnologia, usos múltiplos e gerenciamento”.

Prof. Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo

Pesquisador Sênior – Instituto de Botânica –

Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

Apresentação

Quando um reservatório artificial é construído, ele produz uma ampla rede de impactos conectados do ponto de vista atmosférico, hidrológico, biológico e geológico, e evidentemente humano que envolve a economia e a sociedade regional. A consequência inicial de um impacto produzido por um reservatório é abrupta e transforma rapidamente ecossistemas aquáticos e terrestres. Em poucos anos a economia regional também sofre consequências positivas e negativas. Reservatórios artificiais são símbolos de desenvolvimento econômico, mas são também causas de degradação ambiental, social e econômico a muitas regiões do Planeta Terra. Reservatórios, atualmente ocupam grandes áreas de inundação nos continentes americanos, africano, europeu e asiático. As estimativas mais recentes indicam cerca de 16.7 milhões de represas com área maior de 0.001 hectare, em todo o planeta, construídos principalmente no século 20. (WCD, 2000). Nestes continentes outras redes de complexidades desenvolveram-se, não somente na construção dos reservatórios, mas nas etapas posteriores, nas fases de exploração dos diferentes usos e das interações com as sociedades locais. No caso do Brasil, isto é clássico. Centenas de grandes reservatórios de pequeno e médio porte ocupam hoje, as principais bacias hidrográficas do Brasil; estes empreendimentos utilizados para inúmeras finalidades onde cada vez mais se acentuam o uso múltiplo e a interação com a sociedade e economia regional.

Os reservatórios do ponto de vista de ecossistemas artificiais complexos foram muito estudados no Brasil e em outras regiões do planeta. A contribuição brasileira ao conhecimento científico destes ecossistemas artificiais é relevante e internacional. Além disto, deve-se considerar que estes reservatórios foram também muito utilizados para a formação de recursos humanos em Ecologia, Limnologia, Biologia Aquática, Engenharia Ambiental, Engenharia Civil, Engenharia Elétrica, Economia e Relações Sociais.

A atração principal do ponto de vista científico e intelectual, referente a reservatórios, é a de que estes são sistemas intermediários, entre lagos e rios, manipulados pelo homem, e estas intervenções tem efeitos no reservatório e nos rios a jusante. Estes sistemas são submetidos a uma contínua manutenção e operação e a base científica de conhecimento acumulado é extremamente importante para este manejo.

Do ponto de vista hidrológico e de gerenciamento, os reservatórios são elementos de reserva de água, que controla o fluxo do rio e o regulam e interferem no sistema hidrológico e nas bacias hidrográficas regionais. Portanto, além do gerenciamento do ecossistema artificial propriamente dito, a gestão de qualidade da água do reservatório e dos rios a jusante é um fator fundamental. Os reservatórios representam também um aumento da capacidade adicional de reserva hidrológica regional.

Além de alterar as condições hidrológicas e do fluxo, reservatórios são ecossistemas que interferem decisivamente na biodiversidade terrestre e aquática das bacias hidrológicas. Um reservatório artificial representa, portanto, um novo ecossistema para espécies nativas e espécies que terão capacidade de colonização e explorar nichos ecológicos adicionais novos e surpreendentes, tais como os troncos das florestas inundadas. As alterações das comunidades do rio para os reservatórios durante o processo de enchimento e após a estabilização colocam

importantes processos e análises científicas e ao mesmo tempo estabelece bases e princípios fundamentais para o futuro gerenciamento e exploração racional.

Aos poucos e principalmente nas últimas décadas do século 20 e na década inicial do século 21, o conhecimento científico e o gerenciamento dos reservatórios emergiram como novas e importantes disciplinas que tem aprimorado a gestão, os usos múltiplos e a eficiência destes e ao mesmo tempo, tem produzido insumos científicos e intelectuais para a construção de novas represas dentro de padrões adequados de impacto, funcionamento e aproveitamento dos recursos hídricos. Portanto, disciplinas como ecologia – gestão de ecologia e hidrologia, integração entre engenharia, biodiversidade e ecotecnológicas são abordagens recentes e necessárias para aprimorar a gestão em bases profissionais avançadas (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2016).

A concepção e o desenvolvimento de uma obra como esta, tem três motivações principais: a primeira é a consolidação e a síntese de um projeto que completa 50 anos em 2021: o modelo Broa, proposto e desenvolvido em 1971, com a ideia principal de fazer avançar a limnologia de reservatórios no Brasil e formar recursos humanos; a segunda é que apesar de inúmeros trabalhos científicos e volumes produzidos no Brasil e exterior, há ainda espaço e possibilidades de promover uma obra profunda, abrangente, sintética e de vasto alcance; a terceira motivação para produzir uma obra deste porte e significado é a de promover e descrever os avanços recentes nas bases científicas e de gestão e que necessitam sempre de uma atualização, modernização e estabelecimento de novos paradigmas científicos e tecnológicos. Qual o futuro da gestão dos reservatórios em função do planejamento integrado das bacias hidrológicas e gestão de desenvolvimento?

Uma obra que abrange a Ecologia, Limnologia, usos múltiplos de represas e seu gerenciamento necessita de englobar todos os componentes e as complexidades do ecossistema artificial produzido. Portanto, são apresentados desde as bases construtivas, geográficas e conceituais, até o funcionamento limnológico e ecológico, a dinâmica ecológica e biológica dos reservatórios, os impactos e os usos múltiplos. Além disto, há um dos eixos que é o gerenciamento integrado do reservatório e da qualidade da água, e o uso de modelos matemáticos e de gestão. São apresentados estudos de caso de reservatórios em que os autores tiveram trabalhos científicos e de gestão desenvolvidos.

As emissões de gases de efeito estufa em reservatórios, estudo recente e altamente importante do ponto de vista científico e de gestão são também apresentados.

Finalmente os capítulos sobre reservatórios artificiais e a sociedade e a integração entre processos biogeofísicos, econômicos e sociais foi colocada no final como síntese, para promover justamente esta visão integrada, econômica social tão necessária nos dias atuais.

A construção de reservatórios no século 20 que se constituiu na implantação de grande empreendimentos, no Brasil e no exterior, além das preocupações e dos estudos voltados para o impacto ambiental, perdas da biodiversidade terrestre e aquática, qualidade da água, também suscitou inúmeras discussões referentes aos impactos econômicos e sociais. Grandes obras como o Reservatório Three Gorges DAM na China implicaram na remoção de 1 milhão de pessoas das bacias hidrográficas a inundar. No Brasil ocorreram casos de realocação em muitos reservatórios construídos, o que produziu inúmeros problemas sociais, econômicos, perdas de áreas agrícolas e impactos nas populações indígenas. Esta discussão, suas consequências e as medidas tomadas para regularizar, acomodar, compensar impactos teriam sem dúvida que ser incluída a um volume como este. Como se pode pensar o futuro da gestão

para a implantação de novos empreendimentos utilizando-se os conhecimentos adquiridos e as experiências do passado?

Esta obra terá utilidade para os estudantes de cursos da graduação em Gestão Ambiental, Engenharia Ambiental, Engenharia Civil, Biologia e Ciências Ambientais. Uma série de cursos de pós-graduação também é atendida por esta obra: Engenharia Ambiental, Ecologia, Biologia, Geografia, Biodiversidade, Ecologia Aquática, Economia e Sociologia. Esta obra também é indicada para gerentes de bacia hidrográficas, gestores de represas hidroelétricas, de abastecimento e irrigação, administradores de empreendimentos hidroelétricos e todos aqueles que têm nos reservatórios as suas principais motivações intelectuais e profissionais.

Sumário

Introdução	25
Principais Obras e Tratados sobre Reservatórios.....	28
Módulo I – Bases Conceituais e Construtivas	37
Capítulo 1 – Reservatórios: Sistemas de Construção, Implicações Ecológicas e Limnológicas	39
Capítulo 2 – Diferenças entre Represas e Lagos Naturais	47
Capítulo 3 – Reservatórios como Ecossistemas Complexos	53
Capítulo 4 – As Bacias Hidrográficas e os Reservatórios Artificiais	57
Modulo II – A Dinâmica Ecológica dos Reservatórios	71
Capítulo 1 – Considerações Gerais	73
Capítulo 2 – Principais Características Espaciais e Temporais	75
Capítulo 3 – O Período de Enchimento dos Reservatórios.....	79
Capítulo 4 – Circulação e Processos Verticais	85
Capítulo 5 – Organização e Dinâmica Espacial Longitudinal	101
Capítulo 6 – Ciclos Biogeoquímicos.....	103
Capítulo 7 – O Sedimento das Represas.....	113
Capítulo 8 – A Colonização dos Reservatórios	117
Capítulo 9 – O Fitoplâncton	123
Capítulo 10 – Macrófitas aquáticas.....	133
Capítulo 11 – Perifíton	139
Capítulo 12 – Produtividade Primária em Reservatórios	143
Capítulo 13 – O Zooplâncton.....	157
Capítulo 14 – Fauna Bentônica	177
Capítulo 15 – A Fauna Íctica.....	181
Capítulo 16 – A Rede Alimentar	191

Capítulo 17 – A “Evolução” das Represas e a Dinâmica Ecológica Espacial/Temporal	195
Capítulo 18 – A Operação dos Reservatórios e as Consequências Limnológicas	199
Capítulo 19 – O Tempo de Retenção e o Funcionamento dos Reservatórios.....	203
Modulo III – Impactos nos Reservatórios	209
Capítulo 1 – Origem e Tipificação dos Impactos	210
Capítulo 2 – Sedimentação em Represas	215
Capítulo 3 – Salinização.....	217
Capítulo 4 – Eutrofização	219
Capítulo 5 – Impactos de Substâncias e Elementos Tóxicos na Saúde Pública.....	227
Capítulo 6 – Consequências dos Impactos para os Usos Múltiplos e o Gerenciamento dos Reservatórios.....	231
Capítulo 7 – Introdução de Espécies Exóticas	235
Módulo IV – Gerenciamento, Monitoramento e Modelagem Matemática, de Bacias Hidrográficas e de Reservatórios	239
Capítulo 1 – Princípios Básicos do Gerenciamento	241
Capítulo 2 – O gerenciamento das Bacias Hidrográficas	245
Capítulo 3 – As Principais Fontes de Poluição e Contaminação, os Problemas Gerados e sua Solução.....	249
Capítulo 4 – Métodos de Gerenciamento e Tecnologias Aplicadas aos Reservatórios	255
Capítulo 5 – Ecohidrologia Aplicada à Gestão de Bacias Hidrográficas e de Reservatórios	265
Capítulo 6 – Determinação da Qualidade da Água	273
Capítulo 7 – Modelagem Matemática: Uso de Modelos para o Gerenciamento Integrado e Preditivo	281
Modulo V – Estudo de Caso	299
Capítulo 1 – Represa de Barra Bonita	301
Capítulo 2 – Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) Itirapina, São Carlos	307
Capítulo 3 – Reservatórios Urbanos.....	327
Capítulo 4 – Represas da Amazônia	331

Capítulo 5 – Reservatórios nos Trópicos: Ecologia, Biodiversidade, Sociedade e Gerenciamento	337
Módulo VI – Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios	341
Módulo VII – Reservatórios Artificiais e a Sociedade	347
Capítulo 1 – Impactos e Problemas Sociais	349
Capítulo 2 – Compensações	353
Capítulo 3 – A Integração entre Pesquisa e Gerenciamento	355
Módulo VIII – Efeito das Mudanças Globais na Dinâmica Ecológica dos Reservatórios	359
Capítulo 1 – Efeitos no Funcionamento dos Reservatórios	361
Módulo IX – Conclusões	367
Referências Bibliográficas	373
Glossário	405
Lista de Acrônimos	406
Anexos	407
Anexo 1.....	408
Anexo 2.....	409
Anexo 3	412
Anexo 4	413
Anexo 5	414
Anexo 6.....	415
Anexo 7.....	416
Anexo 8.....	417

Anexo 9.....	418
Anexo 10.....	419
Anexo 11.....	420
Anexo 12.....	421
Anexo 13.....	424

Introdução

O número de reservatórios artificiais construídos no planeta Terra atinge grandes proporções em todos os continentes. Calcula-se que existem em todo o mundo 16.7 milhões de represas com área maior que 0.01 hectare, localizadas nas diferentes bacias hidrográficas do planeta. Muitos outros pequenos reservatórios coletam água para usos múltiplos em regiões semiáridas, e em latitudes tropicais e temperadas. Grandes estruturas artificiais reservam 5, 10 ou 50 km³ de água de alto valor econômico para diferentes regiões. O total de água armazenado em represas em todo o mundo atinge aproximadamente 8.070 km³ ocupando uma área de aproximadamente 800.000 km² (FELS & KELLER, 1973). Com os novos reservatórios em construção no século 21 a área será aumentada para mais 245.000 km² nos próximos 20 anos.

Os gerenciamentos destes ecossistemas artificiais complexos seguem um conjunto consolidado de informações científicas, especialmente voltadas para os problemas limnológicos e de qualidade da água. As características e propriedades físicas, químicas e biológicas destes ecossistemas, bem como a previsibilidade de seus mecanismos de funcionamento, requerem uma informação científica consistente, e permanente e informações técnicas de alto nível.

Reservatórios são construídos em bacias hidrográficas, e, portanto, sua interação com os usos do solo, os impactos das bacias hidrográficas em seu funcionamento, são motivos de permanente pesquisa científica e avaliação. Por outro lado os reservatórios impactam rios, e as bacias hidrográficas nas quais são inseridos, alterando a hidrodinâmica, a circulação horizontal e vertical e as comunidades biológicas. São novos ecossistemas que se desenvolvem em permanente complexa interação com as bacias hidrográficas das quais dependem para o fluxo de água, e o balanço hidrológico e os ciclos biogeoquímicos. Reservatórios estão também submetidos às diferentes características climatológicas, hidrológicas regionais, por exemplo, frentes frias atuam permanentemente em reservatórios alterando seu funcionamento e promovendo vários processos físicos, químicos e biológicos especialmente no Sudeste do Brasil e tem papel relevante no gerenciamento da qualidade da água e nos usos múltiplos (TUNDISI & STRASKRABA, 1999a). Reservatórios produzem distintas características na paisagem : mesmo reservatórios de pequeno porte (100 kw/h, por exemplo), produzem alterações no fluxo dos rios. Grandes reservatórios tem um impacto muito grande e notável na paisagem.

Os reservatórios diferem em tamanho e morfometria, volume, profundidade, regime de fluxo e tempo de retenção, e outras características que dependem de sua construção e do propósito para o qual foram construídos. O gerenciamento destes ecossistemas complexos é também complexo e deve integrar os diferentes usos, os processos fundamentais e o futuro uso múltiplo do ecossistema. Este gerenciamento deve estar baseado em um conjunto muito sólido de informações, científicas, as quais, idealmente devem ser coletadas antes do início da construção, da represa e acompanhamento as diferentes alterações durante e após a construção.

A ecologia teórica aplicada a reservatórios é uma importante área de estudos científicos e ao mesmo tempo propõe aos gestores e administradores mecanismos eficientes de controle, adaptação progressiva e uso metodologia consistente com apoio técnico fundamental. Os fundamentos do gerenciamento baseados nas informações científicas são as bases deste

volume e as soluções apresentadas são resultados das diferentes experiências de gestão, e da limnologia desenvolvida a partir dos estudos realizados em diferentes reservatórios.

Um reservatório pode ser considerado como um ecossistema artificial localizado em um espaço multidimensional, definido pela localização geográfica (geologia e solos, radiação solar, temperatura, climatologia, hidrologia regional, topografia), parâmetros relacionados às suas características de construção (localização na bacia hidrográfica, geometria e área de bacia, capacidade de reservação) e parâmetros relacionados com a operação (fluxo de água e tempo de retenção, mudanças de volume e área do reservatório, volume de água dos vertedouros, tipo de vertedouro e de sistema de descarga especialmente nas hidroelétricas).

Definindo os limites deste espaço e destes mecanismos, definem-se as aplicações práticas desenvolvendo-se daí oportunidades de gerenciamento e a integração de Engenharia, Limnologia, Biologia Aquática, Ecologia, Planejamento e Gestão. Se os requerimentos para o efetivo controle do fluxo de água (redução do fluxo, geração de energia, navegação) podem ser obtidos com o conseqüente efeito no controle da qualidade da água (por exemplo, florescimentos de cianobactérias, mudanças na composição de espécies), então gerenciamento adequado com custos reduzidos e eficientes podem ser realizados.

A existência de reservatórios com diferentes tipos de construção e estrutura, e a clara interação entre atividades operacionais e efeitos diretos nas características limnológicas dos reservatórios e na qualidade da água a montante e a jusante, sugere e recomenda uma oportunidade única de promover o que foi definido por Edmondson, 1993 como “quase experimento”. Estes, se reduzidos a curto prazo ou longo prazo estabelecem os limites principais de funcionamento e operação e possibilitam ampliar e melhor compreender os complexos ecossistemas que são os reservatórios construídos pelo homem.

Estes conjuntos de informações científicas, técnicas e tecnologias e as diferentes oportunidades de gerenciamento, tem um relevante papel na economia e na organização social das diferentes regiões. No Brasil a construção de reservatórios causou inúmeros impactos ambientais, mas ao mesmo tempo alavancou novas oportunidades econômicas e sociais, promovendo uma reorganização da economia regional da sociedade. Portanto estudar reservatórios e otimizar sistemas de gerenciamento, é também dar oportunidades inovadoras para a economia e a sociedade brasileira projetando para o futuro sistemas de gestão e aproveitamento dos recursos naturais de forma sustentável e segura. O funcionamento adequado e o gerenciamento eficiente destes ecossistemas promovem um futuro mais estável do ponto de vista econômico e social. A hidroeletricidade estabeleceu-se de forma mais consistente em 1882 quando a revolução industrial estava ampliando a sua base e a necessidade de energia era muito grande. Os avanços na geração de energia, e nos sistemas de distribuição, alteraram as opções de localização de indústrias e mudaram as máquinas de manufatura e a arquitetura industrial. A eletricidade mudou as operações funcionais das instalações de manufatura e os sistemas de transmissão, e isto ampliou as distâncias entre as unidades de produção de energia e os centros de consumo de energia. Com a ampliação e avanços técnicos da engenharia na construção das barragens (a estrutura civil está conectada com a estrutura mecânica), grandes reservatórios passaram a ser construídos especialmente a partir da segunda metade do século 20, ampliando as ofertas de energia mas aumentando e diversificando os impactos. A dependência de grandes volumes de água aumentou consideravelmente.

Por exemplo no reservatório de Tucuruí: se uma turbina requer $584\text{m}^3/\text{s}$, então o volume anual utilizado será: $584\text{m}^3/\text{s} \times 365\text{dias} \times 3.600\text{s} \times 24\text{h} \times 23\text{km} = 423.88\text{km}^3/\text{ano}$, por turbina. Em Tucuruí a descarga média do rio é $11.200\text{m}^3/\text{s}$ ou seja durante o ano o rio transporta 353km^3 de

água. Portanto, as proporções da produção anual de hidroeletricidade estão estabelecidas a 50% ou 60% da capacidade instalada (STERNBERG, 2007). Os avanços tecnológicos desenvolvidos a partir dos últimos 30 anos possibilitaram mudanças na exploração da hidroeletricidade, melhoraram opções e oportunidades. Por exemplo a utilização de turbinas de bulbo para produção hidroelétrica a fio d'água mudou a concepção de usar grandes reservatórios com extensas áreas inundadas.

A Figura 1 apresenta a distribuição de represas por continentes e países, a Figura 2 mostra a evolução da construção de represas em aproximadamente 100 anos e a Figura 3 mostra a distribuição das usinas hidroelétricas no Brasil.

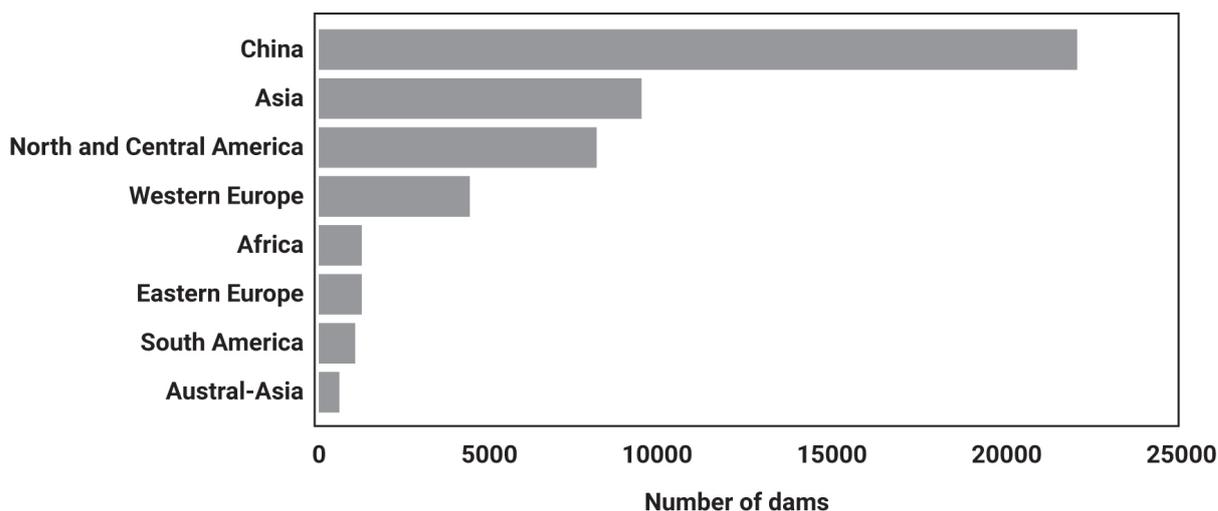


Figura 1 – Distribuição de reservatórios em diferentes países e continentes. Fonte: WCD, 2000.

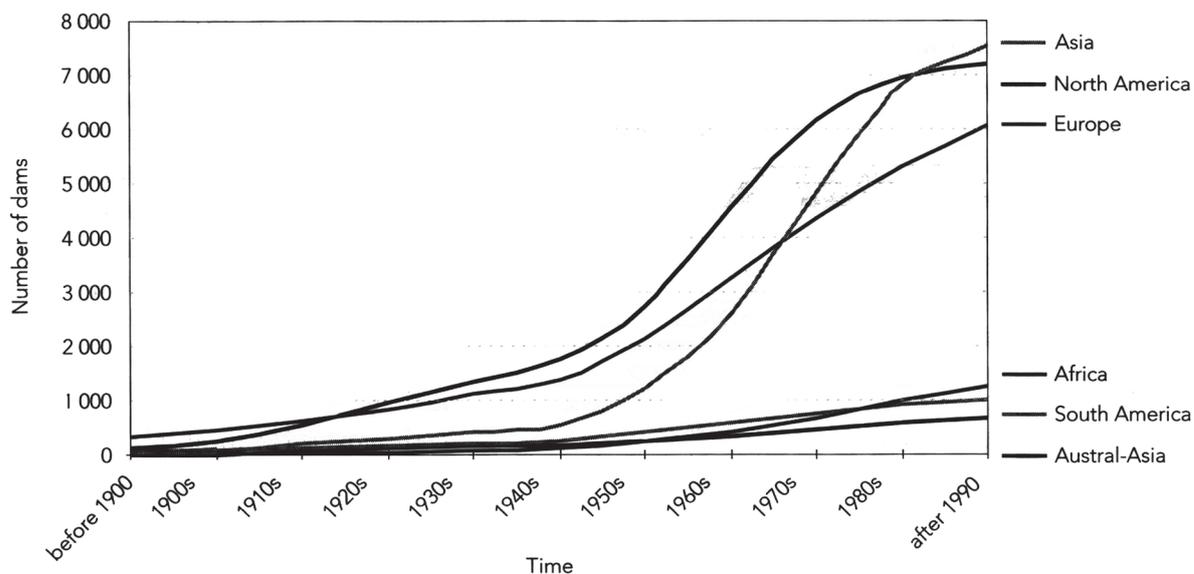


Figura 2 – Represas construídas nos diferentes continentes entre os anos 1900 e 2000. Fonte: WCD, 2000.

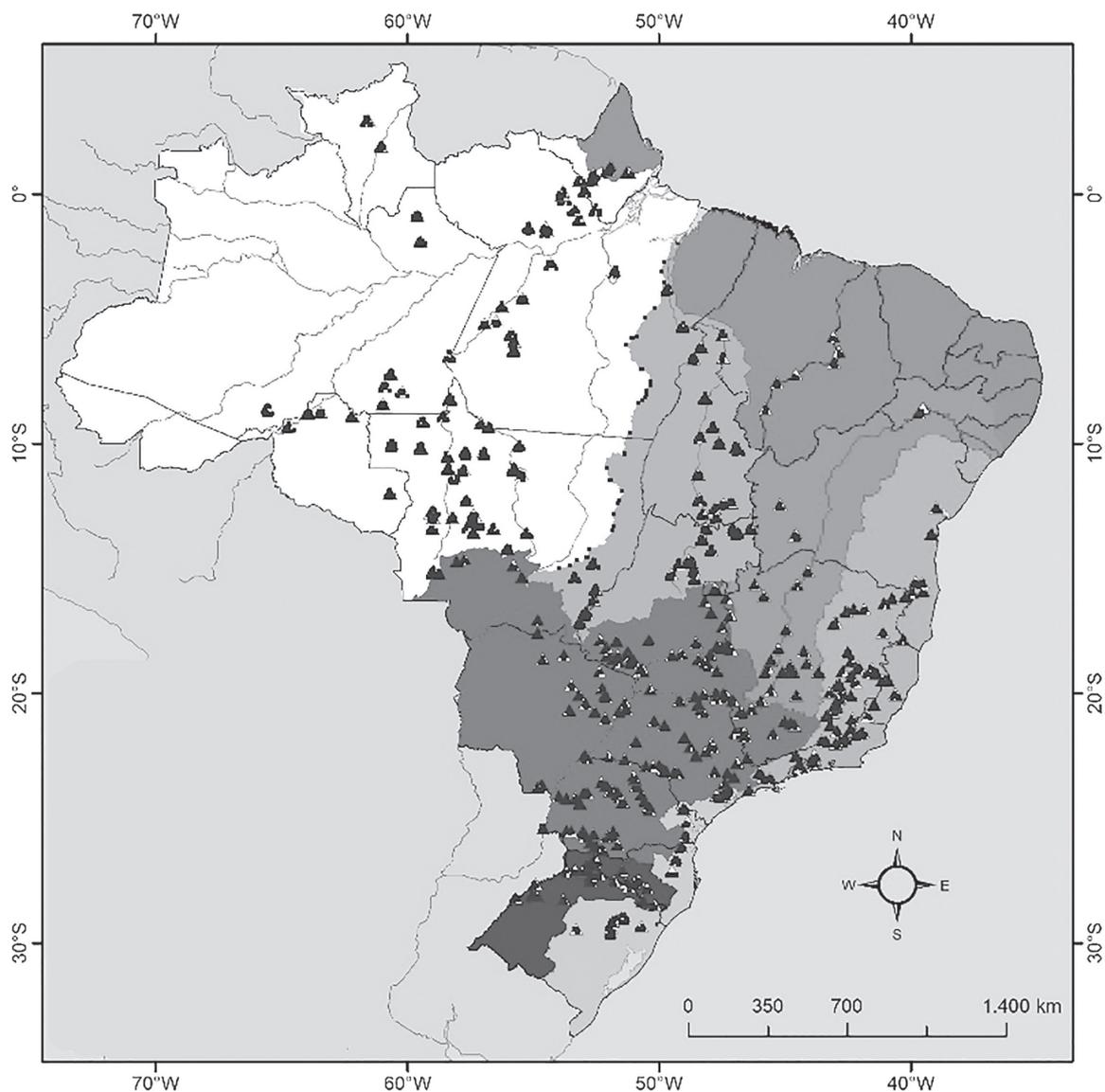


Figura 3 – Distribuição de reservatórios de Hidroelétricas no Brasil. Fonte: Modificado de Souza Dias *et al.*, 2018.

Principais obras e tratados sobre reservatórios

Um trabalho histórico, importante como referência, pois é um dos primeiros do Brasil sobre reservatórios, foi publicado por Kleerekoper (1939). Trata-se de um estudo realizado na Represa de Santo Amaro (**Guarapiranga**) em que, durante dois anos, o autor determinou características físicas, químicas e biológicas de represa, em trabalho de campo e de laboratório metucioso e de grande alcance para a época. Uma das principais conclusões do autor é o efeito da contaminação de poluentes orgânicos (esgotos não tratados) no reservatório proveniente de descargas de residências existentes para recreação utilizadas com maior frequência no verão. Este é um trabalho de referência, excepcional, clássico e muito importante com informação básica científica para reservatórios no Brasil.

Há um grande conjunto de obras publicadas sobre reservatórios, desde a década de 1950.

Uma obra importante publicada e Editada por Lowe-McConnel R.H em 1966. **“Man Made Lakes: Symposium of the Institute of Biology”** discutiu inúmeros problemas relacionados com represas incluindo Limnologia, pesca e impactos em rios.

Obeng L. 1969, Editou a obra : **The Accra Symposium. Proceedings of a symposium held at Accra, Ghana. Ghana Univ Press 398pp.** Nesta obra foram apresentados inumeros trabalhos sobre impactos da construção de represas, Limnologia, Biologia aquática e a sucessão biológica em reservatórios.

Em 1972,a SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment), publicou a obra **Man Made Lakes as modified Ecosystems** (Report 2) ICSU. Neste volume muitos problemas ecológicos ,economicos e sociais referentes à construção de represas foram sintetizados.

A obra internacional de grande porte e detalhamento, mais antiga sobre reservatórios e que se constitui tratado importante ,foi publicada por Ackermam *et al* (1973). Neste volume, baseado em trabalhos publicados no **“International Symposium on Man Made Lakes, their problems and environmental effects”** realizado no **Tennessee em Maio de 1973**, reuniram-se especialistas em Engenharia de Represas, Hidrodinâmica de reservatórios, usos múltiplos de represas, gerenciamento e especialistas em Limnologia e Biologia de reservatórios. As relações de reservatórios com as sociedades regionais, também foram consideradas e descritas por engenheiros e economistas.

Outra obra importante como fonte de informação é o volume publicado por Balon & Coche (Editores), 1974. **“Lake Kariba a man made tropical ecosystem in Central Africa”**.

Em 1976 a Comissão Geográfica Internacional da Comissão sobre o Homem e Meio Ambiente organizou um seminário denominado **Desenvolvimento Complexo de Rios (“Complex River Development”)** onde enfatizou que a predição sobre as consequências ambientais do desenvolvimento de recursos hídricos era um grande problema.

Uma obra de grande dimensão e alcance altamente inspiradora foi **o volume publicado por Margalef et al. (1976): “Limnologia de los embalses españoles”**. Neste volume os autores descrevem o estudo comparado de 100 represas na Espanha com contribuições fundamentais sobre funcionamento de represas, interações com bacias hidrográficas e distribuição de fitoplâncton, zooplâncton e bentos, eutrofização, circulação, estrutura térmica e química. Este trabalho deu origem no Brasil ao projeto **“Tipologia de Represas do Estado de São Paulo” em 1978**, financiado pela FAPESP e coordenado por J. G. Tundisi & Takako Matsumura-Tundisi. Este estudo comparado resultou em um grande avanço metodológico conceitual e tecnológico da **Limnologia no Brasil** (TUNDISI, 1980).

Em 1977 foi organizado um Simpósio em Paramaribo capital do Suriname onde foram discutidos problemas referentes a construção de reservatórios e saúde humana: Panday R. S. (Editor) : **“Man Made Lakes and Human Health”**. Univ. of Suriname publicado em 1979.

Em 1977 também foi publicada importante obra na Universidad de La Republica Facultad de Humanidades y Ciencias, Montevideo Uruguay. Trata-se do **“Seminario sobre Medio Ambiente y Represas”** publicado em dois tomos Tomo I e Tomo II. Nesta obra foram abordados inúmeros problemas relacionados com o funcionamento dos reservatórios : respostas da fauna íctica aos represamentos, problemas de avaliação de impacto ambiental na construção de represas, impactos das atividades humanas nos reservatórios, enfoques sócio econômicos da construção de represas ,e estudos epidemiológicos relacionados com novos reservatórios.

Em 1979 um simpósio sobre **Regulated Streams**, (“ Rios Regulados “), ocorreu em Erie USA. Neste simpósio ficou evidente o aumento da percepção internacional de cientistas e

administradores sobre os efeitos dos reservatórios nas bacias hidrográficas e nos rios a jusante dos empreendimentos.

Em 1982 o **Segundo Simposio Internacional Sobre Regulação de Rios**, atraiu participantes de muitos países incluindo a União Soviética, a Espanha e a Nova Zelândia; ampliou-se a discussão sobre os problemas referentes a represas.

Monografia publicada em 1982 por Jacob Van Der Heide: **“Lake Brokopondo, Filling phase limnology of a man made lake in the humid tropics”** apresenta um estudo profundo sobre este grande reservatório no Suriname e com inúmeras informações de grande valor teórico e aplicado sobre a dinâmica da fase de enchimento deste reservatório.

Uma importante contribuição foi também apresentada por Petts (1988): **“Impounded Rivers: Perspectives for ecological management”**. Neste livro, de excelente conteúdo e profundidade, o autor descreve em nove capítulos os principais avanços à época, do conhecimento existente sobre reservatórios, como hidrologia de represas, transporte de sedimentos, produção primária, macroinvertebrados, pesca e colonização de espécies de peixes, da água dos reservatórios e a jusante e gerenciamento de represas e perspectivas.

No Brasil, foi publicada uma obra também importante por **Tundisi (Editor), 1988a em dois volumes resultante de um “Simpósio Internacional sobre Represas”, realizadas na Escola de Engenharia de São Carlos, USP**. Nos dois volumes apresentaram-se trabalhos sobre impacto ambiental e avaliação de impacto ambiental de reservatórios, eutrofização e planejamento e gestão de reservatórios, além de trabalhos básicos em limnologia, ciclos biogeoquímicos, e técnicas para recuperação de reservatórios.

Um volume de grande importância foi publicado por Thornton, Kimmel & Payne – (Editores), 1990 -Reservoir Limnology-Ecological Perspectives abordando principalmente problemas e processos limnológicos em reservatórios de uma forma ampla e sistêmica, desde circulação, ciclos biogeoquímicos, produção primária, zooplâncton, sedimentação e transporte de substâncias e elementos.

Straskraba, Tundisi & Duncan (Editores), 1993 publicaram um volume especial dedicado a estudos comparados da qualidade da água e gerenciamento de represas- **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management** Este volume apresenta a Limnologia, a modelagem matemática da água e adotada para o gerenciamento. Nas conclusões sintetiza o estado da arte do conhecimento limnológico e do gerenciamento de reservatórios até aquele ano.

Outro volume significativo para o estudo e gerenciamento de represas foi o trabalho publicado por **Agostinho & Gomes (1997a) sobre o “Reservatório do Segredo localizado no Rio Iguazu (Estado do Paraná)”**. O volume apresenta a Limnologia do reservatório, a ictiofauna, ecologia das comunidades de peixes, pesca profissional e resumos de pesca no reservatório.

Um volume internacional de muita importância teórica e prática foi editado por **Straskraba & Vrba, 1998**. Trata-se de um volume do **International Review of Hydrology** que apresenta os trabalhos **da terceira conferência de Represas “Limnologia e Qualidade da Água”**. Neste volume, trabalhos científicos de alto nível foram apresentados relacionados com a comparação entre lagos e reservatórios profundos, especialmente o funcionamento limnológico, a retenção de nutrientes, o processo de “envelhecimento” dos reservatórios, reservatórios como ecossistemas, alterações nas comunidades de bactérias, fito e zooplâncton; o problema de pesca em reservatórios e seus efeitos são abordados, além do papel de sedimentos nos ciclos biogeoquímicos; ciclos biogeoquímicos e suas especificidades em

represas são também tratados neste volume, bem como fatores controladores de colonização de reservatórios são também abordados. Redes alimentares, problemas de manejo de represas, controle de estoque dos peixes em reservatórios do semiárido são também tratados com profundidade neste volume.

Uma obra de grande impacto e considerável detalhe é o volume publicado por **Jobin (1999): “Dams and Disease ecological design and health impacts of large dams, canals, and irrigation systems”**. Este volume inicia-se com a descrição de aspectos globais e ecológicos de represas e canais, e descreve as principais características das operações de reservatórios e dos sistemas de construção. Descreve as principais doenças relacionadas com a água nos trópicos e apresenta os problemas de traumas sociais relacionados com a presença de doenças de veiculação hídrica, que são muitas: diarreias, malária, doenças virais hemorrágicas, encefalite transmitidas por mosquitos, bilharzia (esquistossomose) cegueira dos rios (África e América tropical) filariose, doença do sono (África). O autor descreve doenças na África, nas Américas, em projetos de irrigação no Sudeste da Ásia, na bacia do Rio Zambezi na África, e em represas de grande porte como o Lago Kariba na África. Nos capítulos finais o autor descreve as principais diretrizes para o gerenciamento e controle de saúde da população em projetos de construção de reservatórios.

Outra obra de referência importante para o estudo de reservatórios e aplicações da teoria à prática é o **volume publicado por Tundisi & Straskraba (Editores), 1999: “Theoretical Reservoir Ecology and its applications”** como resultado de um seminário internacional que reuniu especialistas do Brasil e do exterior. Este trabalho procurou integrar o conhecimento básico sobre ecologia, limnologia, ciclos biogeoquímicos, balanço de calor e funcionamento geral dos reservatórios com aplicações práticas, como gerenciamento de represas em cascata, recuperação de represas, tecnologias de construção aplicadas à menor impacto dos, regras de operação acopladas à gestão de represas. Lamparelli, 2004 apresentou tese de doutorado em que descreve e discute os resultados de extenso trabalho de pesquisa realizado em lagos, rios e reservatórios do Estado de São Paulo. Esta foi uma excelente contribuição metodológica e conceitual. A **tese de Lamparelli sobre: “Graus de trofia em corpos de água do Estado de São Paulo – avaliação dos métodos de monitoramento”**, está disponível. Em 2005 foi publicada **outra obra importante sobre reservatórios, representada por Rodrigues et al., (2005c): “Biocenoses em reservatórios padrões espaciais e temporais”**. Nesta obra os autores detalham as biocenoses de reservatórios, sua distribuição, biodiversidade os padrões espaciais e temporais, estratégias reprodutivas de peixes, graus de trofia em reservatórios. A ênfase em biocenoses de reservatórios é meritória e importante, pois estas biocenoses têm padrões e características especiais de colonização e estacionalidade relacionada com as regras de operação dos reservatórios.

Outro volume de importância considerável foi editado por Henry (1999b), Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais – (Fapesp – Fundibio) no qual aspectos teóricos, processos ecológicos e aspectos sociais foram apresentados. Um dos tópicos relevantes deste volume é a transformação rio-represa e as implicações na qualidade da água e organização das comunidades. A decomposição e expansão da vegetação em reservatórios, também foram tratadas neste volume. Os capítulos finais deste volume tratam de uma síntese sobre a represa de Jurumirim no Rio Paranapanema. Obra fundamental esta e de referência.

Um volume relevante para o conhecimento da ecologia de reservatórios foi o organizado por Henry (2003) **“Ecótonos nas interfaces dos Ecossistemas Aquáticos”**. Este volume trata pela primeira vez de ecótonos no Brasil. Planícies de inundação, pulsos de inundação e seus

efeitos em reservatórios, comunidades de macrófitas, fitoplâncton e fauna íctica de zonas de transição são tratados neste volume. A importância destas matas ciliares no controle da poluição difusa é destacada neste volume.

Tundisi et al., (2003b) publicaram um volume sobre “A Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa)” abrangendo Limnologia, relações do reservatório com as funções de força, gerenciamento de qualidade da água e eutrofização, e, também desenvolveram um modelo preditivo sobre a concentração futura do fósforo, e sua repercussão no funcionamento do reservatório até 2020.

Outra obra fundamental internacional é o volume editado por **Jørgensen, Lofler, Rast & Straskraba, 2005, “Lake and reservoir management”**. Neste volume são apresentados os usos múltiplos de lagos e represas, avaliação da qualidade da água de represas, usos de modelos matemáticos para o gerenciamento de represas, lagos e especificidades do gerenciamento de Represas. Estudos de caso são apresentados neste volume editado pela Elsevier.

Outro volume de considerável importância e abrangência é o editado por **Straskrabova, Kennedy, Lind, Tundisi & Hejzlar (Editores) em 2005: “Reservoir Limnology and Water Quality”**. Neste volume são discutidos que o conhecimento científico das características limnológicas de reservatórios são essenciais para um gerenciamento integrado destes ecossistemas e as respectivas bacias hidrográficas. Este volume é resultado de uma conferência internacional que integrou limnólogos, gerentes e cientistas da água para a discussão dos principais problemas de reservatórios: ciclos biogeoquímicos, limnologia física, fluxo e ciclo do carbono e cadeias microbianas, estrutura pelágica e alterações de longo prazo nas comunidades, regulação das cadeias alimentares, e impactos humanos no gerenciamento de reservatórios, utilizando-se inclusive técnicas para o controle das fontes difusas e pontuais de reservatórios. Por exemplo, a utilização de retiradas seletivas de água e seus efeitos na circulação e re-oxigenação de reservatórios foram apresentados como uma das importantes técnicas de gerenciamento intensivo. Também a adição de carbonato de cálcio em reservatórios da Sicília foi apresentada como uma das soluções para o controle da eutrofização.

Este volume aponta uma solução importante para o gerenciamento de represas que é a integração de especialistas de diferentes áreas para a compreensão das represas como ecossistema e, portanto, mostra avanços nesta concepção até 2003. Representa uma visão de represas e a integração de diferentes especialistas para promover o conhecimento básico e o gerenciamento.

Há um enorme volume de trabalhos científicos de alto nível dedicado a reservatórios, em todos os continentes. Estes trabalhos abrangem desde processos biogeofísicos como circulação, hidrodinâmica, tempos de retenção diferenciados até a colonização de reservatórios, tecnologias de estudo, evolução de biocenoses de reservatórios e os impactos de contaminação e suas rotas nos reservatórios. Eutrofização de represas também teve sempre um papel destacado nos trabalhos produzidos além das medidas de biodiversidade, riqueza de espécies, redes alimentares e invasões de espécies exóticas.

Outro volume também importante sobre reservatórios é o editado por **Nogueira, Henry e Jorcín (orgs.), 2006: “Ecologia de reservatórios”** no qual são tratados impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Neste volume, também importante para o conhecimento científico destes sistemas artificiais, são tratados problemas como gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios, impactos externos de cargas pontuais e não pontuais distribuição e diversidade de comunidades biológicas em represas e comportamento

ecológico e limnológico de sistemas em cascata, além de trabalhos sobre invasões biológicas e crescimento e expansão de macrófitas aquáticas.

Outro volume editado por Tundisi, Matsumura-Tundisi & Sidagis Galli (orgs.), 2006a: **“Eutrofização na América do Sul”**, trata dos problemas de eutrofização com ênfase em reservatórios, especialmente represas de abastecimento urbano. Problemas de biodiversidade em reservatórios, relacionados à eutrofização avaliação de capacidade de retenção de nutrientes por várzeas, influência de atividades agropecuárias na eutrofização e gerenciamento de eutrofização em reservatórios, são tratados neste volume.

Uma obra notável de interesse científico e aplicado, foi publicada por Agostinho et al., (2007): “Ecologia e Manejo de Recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil” Neste volume, destacam-se desde a distribuição e características dos reservatórios construídos no Brasil, a colonização das represas, sua ictiofauna a gerenciamento da pesca e recursos pesqueiros, a introdução de espécies exóticas em reservatórios, a aquicultura e aspectos sócio-econômicos, da pesca em reservatórios. Este é um volume de grande interesse teórico e aplicado sobre reservatórios no Brasil e uma contribuição consistente sobre manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. Obra única e muito bem concebida.

Outra obra publicada por De Merona et al., 2010 “Os peixes e a pesca no baixo rio Tocantins vinte anos depois da UHE Tucuruí”, relata a dinâmica populacional, a organização de ictiofauna, a atividade pesqueira, a captura por esforço de pesca e as relações da biodiversidade íctica com o Rio Tocantins e a represa de Tucuruí. Esta obra tem enorme valor científico e técnico além de integrar o funcionamento do Rio Tocantins e do reservatório Tucuruí com as características sócio-econômicas da pesca e exploração racional do reservatório, comparando situações anteriores à construção e posteriores a ela

Um outro volume muito importante pois trata fundamentalmente da **“Gestão de Reservatórios de Hidroeletricas”**, foi publicado em 2012 por Campagnoli & Costa Diniz.

Tundisi & Matsumura-Tundisi, (2013a) publicaram em seu livro **“Limnologia”** um capítulo completo sobre represas abarcando circulação, processos físicos, químicos e biológicos.

Straskraba & Tundisi (2013), publicaram o volume **Gerenciamento da Qualidade da água de Represas** no qual diferentes conceitos e metodologias foram apresentados com estudos de caso específicos.

Um volume mais recente editado por Jørgensen, Tundisi & Matsumura-Tundisi (2013) **“Handbook of Inland Aquatic Ecosystem Management”** tem uma introdução teórica importante sobre lagos e represas e uma descrição e discussão sobre a metodologia de gerenciamento de lagos e represas, voltados especificamente para os problemas de eutrofização, controle de cargas, modelagem matemática e uso de ecotecnologia para o gerenciamento integrado e produtivo de águas interiores.

Outro volume organizado por Henry (2014): “Represa de Jurumirim : Ecologia, modelagem, e aspectos sociais” representou um avanço considerável no conhecimento científico do funcionamento e dinâmica ecológica do reservatório de Jurumirim (SP) localizado no Rio Paranapanema e também foi uma contribuição notável para o conhecimento dos reservatórios como ecossistema. Neste importante tratado são discutidos problemas de circulação vertical e horizontal, balanço de calor, ciclos biogeoquímicos, respostas do reservatório às forçantes naturais como vento, radiação solar e precipitação a produção primária fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas, a fauna bentônica e a ictiofauna, e aspectos econômicos e sociais em profundidade. Nas conclusões discutidas por Henry (Editor), 2014, o principal problema a

considerar foi a transformação do Rio Paranapanema em um conjunto de reservatórios em cascata, o que, sem dúvida teve grandes e importantes consequências na diversidade de espécies de peixes e na estrutura das comunidades biológicas que foram implantadas pela mudança da circulação horizontal de rios para represas. Também chamou a atenção para a introdução acidental de espécies invasoras como *Ceratium furcoides* (Da SILVA C. et al 2012) e de *Limnoperna fortunei* (ROCHA et al., 2005) as quais tem impactos na reorganização da cadeia alimentar nos reservatórios e na dinâmica ecológica. Este volume tem grande densidade intelectual, metodológica, conceitual e exemplos importantes de funcionamento e da dinâmica ecológica do reservatório.

Obra editada pelo “Projeto Balcar” (2014) descreve as emissões de gases de efeito estufa em reservatórios de centrais hidroelétricas. Foram estudadas 11 represas, em diferentes latitudes e foram apresentadas emissões líquidas de gases, estudos hidrodinâmicos, modelagem de ciclos biogeoquímicos de carbono, e de fatores ambientais envolvidos na produção de gases de efeito estufa.

Um volume publicado sob a coordenação e organização de Carlos Eduardo de Mattos Bicudo e Denise de Campos Bicudo (orgs.) (2017) trata de **“Limnologia, Ecologia e das transformações ambientais da Represa de Guarapiranga”**. Esta represa é um dos mais importantes sistemas de abastecimento público de água na Região Metropolitana de São Paulo. Situada em zona de grande conurbação com mais de 100 anos de existência, este ecossistema artificial é um representante relevante dos reservatórios brasileiros e das opções do Brasil por reservar água em represamentos.

O volume aborda desde o estudo da bacia hidrográfica, assoreamento, usos do solo e mecanismos biológicos, físicos e químicos no funcionamento espacial/temporal, água e sedimento, o histórico do processo de eutrofização e as relações com o sistema urbano são apresentadas de forma sintética e objetiva, constituem excepcional contribuição.

Como a represa de Guarapiranga é um manancial estratégico para a Região Metropolitana de São Paulo, principalmente pela capacidade de abastecimento público de 5 milhões de pessoas, seu papel na reserva de água, na economia da região metropolitana e na saúde da população, é fundamental.

Devido aos impactos de grande e opressiva urbanização ao redor da represa, há necessidade de conhecendo as causas da transformação e da deterioração da qualidade da água, atuam para reverter o quadro de degradação. Segundo os autores deste importante volume, o crescimento demográfico, a urbanização, a expansão de grande porte da cidade de São Paulo e a ocupação urbana com uso intensivo do solo, aceleraram o processo de deterioração da qualidade das águas. A avaliação do uso do solo em determinadas bacias mostrou a causa da heterogeneidade espacial na qualidade das águas. Análises de dados das séries temporais a partir da década de 1970 comparados com informações atuais, possibilitaram avaliar a progressão da eutrofização. Estes estudos, foram completados com análises paleolimnológicas com a finalidade de promover uma avaliação integrada do passado e presente na ecologia do reservatório. Índices do uso do solo, e qualidade geoquímica dos sedimentos expressaram a correlação bacia hidrográfica, sedimentos do reservatório.

Diatomáceas foram utilizadas como indicadores do processo de eutrofização. Análises de cianobactérias detectaram a presença de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, além de outras espécies tóxicas não presentes na represa ao final do século XX.

Metais pesados, substâncias tóxicas foram detectados indicado não só uma deterioração da qualidade orgânica das águas mas uma deterioração da qualidade inorgânica, sem dúvida aprovado pela concentração de elementos e substâncias no sedimento.

Um ponto importante apresentado no trabalho realizado foi o de consideração em torno do monitoramento da frequência do monitoramento e da interpretação dos resultados. Devido a oscilações das variáveis ambientais, é necessária uma avaliação muito precisa das diferentes condições para a promoção de um gerenciamento integrado e permanente.

O volume enfatiza a importância das séries históricas, temporais para o gerenciamento integrado de reservatórios e a resolução dos problemas de segurança hídrica da população. Represas com sustentabilidade e o controle das fontes difusas, das fontes pontuais e da bacia hidrográfica, usos e ocupação do solo são fundamentais.

As causas da deterioração foram bem identificadas no trabalho realizado, e as questões finais remetem à necessidade de aprofundar o saneamento básico da bacia hidrográfica, apresentar planos vigorosos de usos do solo e controle desses usos e a procura de soluções técnicas para reverter o quadro de degradação. Um volume de grande importância conceitual e aplicada no estudo e gestão de reservatórios.

Outra obra de referencia de grande impacto foi publicada por Fearnside (2015a,b). Nesta obra há uma completa análise dos impactos ambientais de todas as represas da Amazônia. O autor destaca os principais problemas biogeofísicos, econômicos e sociais ,realiza análises críticas sobre a emissão de gases de efeito estufa pelos reservatórios, apresenta as avaliações econômicas das regiões afetadas pelos reservatórios e as compara com o ecossistema natural e os efeitos nos comportamentos social e cultural das populações amazônicas e populações indígenas. Esta é uma obra de referencia para examinar, conhecer, avaliar e planejar os complexos problemas da construção de represas artificiais na Amazônia.

O conjunto de publicações aqui apresentado mostra um variado e enorme investimento do capital intelectual na descrição dos principais problemas referentes a reservatórios no Brasil e em muitos países e na compreensão dos aspectos dinâmicos do funcionamento destes ecossistemas do ponto de vista ecológico, econômico, social e ambiental. Um resultado importante foi apresentado por Petts (1988): o numero de publicações sobre reservatórios passou de aproximadamente 10 em 1930 a mais de 200 em 1980 com grande diversificação de assuntos como qualidade da água , migração de peixes, plâncton e produtividade primaria, bentos, vegetação aquática, degradação de canais, sedimentação de reservatórios e impactos gerais de reservatórios nas bacias hidrográficas (BRAGA, ROCHA & TUNDISI, 1998). Também a partir da década de 1990 aumentaram as publicações referentes aos impactos sociais e econômicos de reservatórios em todos os continentes Atualmente as pesquisas e os trabalhos científicos publicados referentes a reservatórios são importantes componentes das áreas de Engenharia, Ciencias Ambientais, Limnologia, Ecologia, Biologia Aquática, Ciências Sociais e Economia.

Módulo I

Bases Conceituais e Construtivas

Capítulo 1

Reservatórios: Sistemas de Construção, Implicações Ecológicas e Limnológicas

Como os reservatórios artificiais são construídos para diversas finalidades, ou para uma finalidade específica, o seu sistema de construção e estrutura está dirigido para atender a estes objetivos. Portanto, localização na bacia hidrográfica, volume, tempo de retenção (que é a relação volume/vazão) estão condicionados aos diferentes usos. Área de inundação depende do uso e tipo de armazenagem da água.

A construção da barragem segue padrões técnicos específicos, e muito bem determinados. Dessa construção depende o funcionamento do reservatório a montante da barragem, a limnologia e o funcionamento do sistema ecológico a jusante e a organização espacial do ecossistema. Esse processo estrutural tem posteriormente repercussão funcional e também determina a evolução ou o “envelhecimento” do reservatório durante o período após o enchimento de barragem (TUNDISI, 1988b).

Reservatórios podem ser construídos isoladamente nas bacias hidrográficas ou em cascata em um determinado rio, como no caso do Rio Tietê no Estado de São Paulo ou o Rio Iguaçu no Estado do Paraná. Estes reservatórios em cascata têm efeitos cumulativos nos vários sistemas a jusante, tendo influências consideráveis na qualidade da água, funcionamento limnológico e colonização para diferentes espécies (STRASKRABA, TUNDISI & DUNCAN, 1993).

Três estratégias principais baseadas na localização de bacia hidrográfica, e sua relação com a rede hidrográfica e a ordem dos rios (segundo STICHLER), são utilizadas na construção de represas. Reservatórios localizados nos tributários, afastados do rio principal, são relativamente de pequeno volume; reservatórios localizados no rio principal com capacidades maiores de reservação de água têm usualmente inúmeras finalidades. Estes reservatórios têm grandes áreas de inundação; há ainda outro tipo de represa, também no rio principal com rápido fluxo de água, e grandes variações de volume. Características da bacia hidrográfica, como rede hidrográfica, topografia, morfometria de bacia definem a morfometria dos reservatórios, com implicações significativas no funcionamento limnológico. Também definidos pelas características da bacia hidrográfica são a hidrologia, a hidrodinâmica do rio principal e tributários, o que inclui mudanças no volume do reservatório, a água liberada a jusante e as mudanças na retenção hidráulica. Os reservatórios podem, portanto, ser construídos como reservatórios de acumulação, como aqueles localizados no início de uma cascata em um rio principal ou reservatórios de fluxo com baixo tempo de retenção e variações de volume significativo (Figura 4).

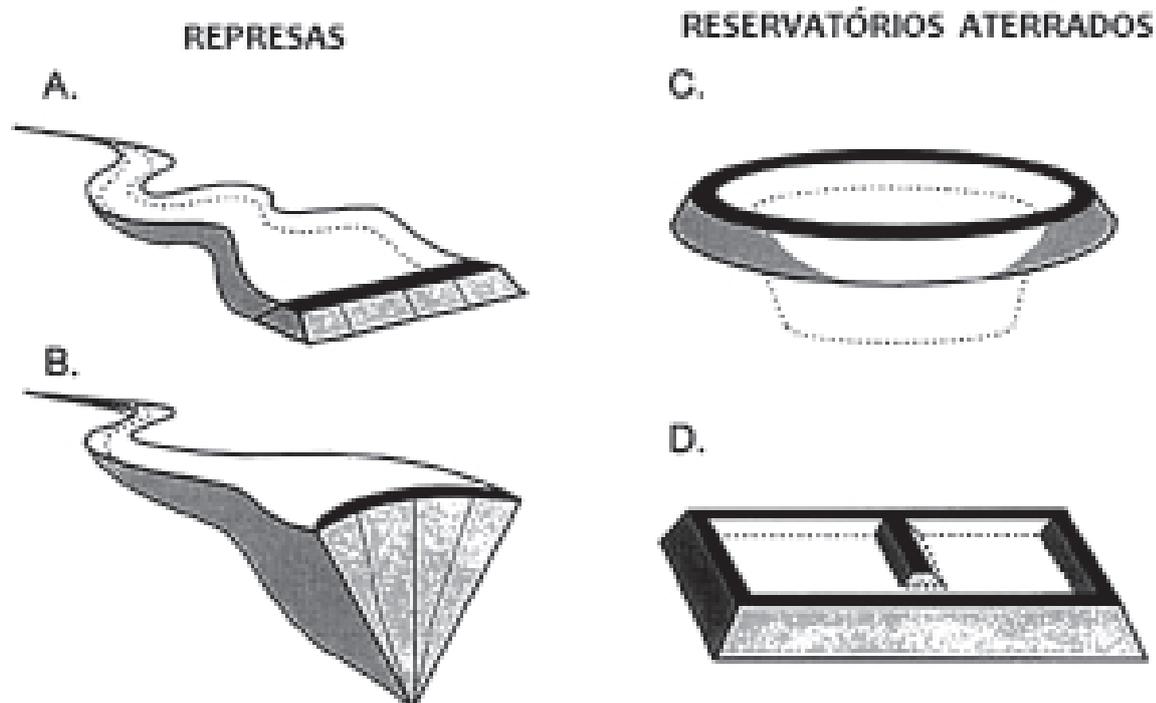


Figura 4 – Tipos construtivos de Represas : A Represas rasas (< 5m) com baixo tempo de retenção; B: Represas profundas (> 5m) com acumulo de água e tempo de retenção maior. C: Reservatórios de forma circular afastados do rio principal profundos ; D reservatórios de forma retangular afastados do rio principal e rasos. Fonte: Thornton et al., 1996.

A Tabela 1 apresenta as características dos reservatórios construídos para várias finalidades principais e seus atributos construtivos.

Tabela 1 – Características de reservatórios construídos para várias finalidades primárias.

Uso primário	Tamanho	Profundidade	Tempo de retenção	Profundidades das saídas
Proteção contra cheias e controle de	Pequena a média	Rasa	Depende da região	Superficial
Armazenamento	Pequena a média	?	Muito variável	Abaixo da superfície
Hidroeletricidade	Média a grande	Profunda	Variável	Perto do fundo
Água potável	Pequena	Melhor profunda	Alto	Média a profunda
Aquicultura	Pequena	Rasa	Baixo	Superficial
Reservatório de água para bombeamento	Pequena a média	Profunda	Grande variabilidade	Perto do fundo
Irrigação	Pequena	Rasa	Longo	Superficial
Navegação	Grande	Profunda	Curto	Totalidade
Recreação	Pequena	Rasa	Longo	Superficial

Fonte: Jørgensen et al., 2005.

Portanto as principais variáveis dos reservatórios resultante do sistema de construção e como consequência dos usos múltiplos e objetivos iniciais destes são: volume, morfometria (como resultado da inserção na bacia hidrográfica, tempo de retenção, vazão, hidrologia e hidrodinâmica este último processo associado também ao funcionamento do rio represado. A profundidade máxima e a profundidade média é também resultado dessa localização. A tabela 2 mostra as diferentes categorias em função do tamanho dos reservatórios.

Tabela 2 – Categorias de reservatórios, em função do tamanho.

Categoria	Área (km²)	Volume (m³)
Grande	10 – 10 ⁶	10 ¹⁰ – 10 ¹¹
Médio	10 ² – 10 ⁴	10 ⁸ – 10 ¹⁰
Pequeno	1 – 10 ²	10 ⁶ – 10 ⁸
Muito pequeno	< 1	< 10 ⁶

Fonte: Jørgensen et al., 2005.

A localização dos mecanismos de descarga dos reservatórios, os quais dependem de finalidade e dos futuros usos, é outro importante parâmetro que tem repercussões na organização espacial, no funcionamento limnológico e na colonização do reservatório, e também pode ser profundos reflexos e consequências na qualidade da água e nas comunidades de jusante.

Localização dos Mecanismos de Descarga

Reservatórios que oferecem funções primárias e secundárias tais como armazenamento de água para diversas finalidades, podem ser classificados segundo os seguintes tipos de mecanismos de descarga: aqueles que dispõem de uma saída simples, que leva as águas a jusante do reservatório, e aqueles que têm mecanismos de descarga projetados para atender a finalidades específicas. Em ambos os casos, a localização (principalmente a cota) do reservatório, o projeto das estruturas de descarga ou retirada de água e sua operação são os fatores hidrológicos que orientam a qualidade da água. Isto acontece porque o projeto desses mecanismos afetam as condições de estratificação do reservatório. A qualidade da água varia rapidamente em reservatórios marcadamente estratificados quando grandes quantidades de água são drenadas de determinados níveis. Assim sendo, essas variações devem ser consideradas na seleção de um determinado nível de água, baseando-se em observações prévias de sua qualidade. Normalmente, as águas podem fluir de um reservatório, retiradas de uma das seguintes três profundidades: da superfície (vertendo sobre a crista do reservatório), do fundo (descargas de fundo) e através de tomadas de água para turbinas ou para o rio a jusante.

A Figura 5 mostra diferentes profundidades de descarga de reservatórios. As repercussões das descargas nas diferentes estruturas tem um papel importante na estrutura vertical e horizontal do ecossistema e estes efeitos serão discutidos nos capítulos a seguir. Em alguns casos, os mecanismos localizam-se em uma profundidade determinada e em barragens utilizadas com a finalidade primária de gerar energia elétrica, essas tomadas de água são via de regra bastante grandes. Em alguns casos as estruturas são suficientes para drenar todo o reservatório. Essas características são importantes, já que auxiliam na determinação da estratificação da qualidade da água no reservatório. As diferenças entre a qualidade das águas dos lagos e

reservatórios são explicadas principalmente pelo fato de que os lagos vertem superficialmente e os reservatórios, tipicamente, por camadas mais profundas ou pelo fundo.

Estruturas com múltiplas saídas são por vezes construídas em barragens para propiciar a retirada da melhor camada de água bruta a ser tratada para consumo humano. Essas modificações permitem que a água apresentando melhor qualidade seja extraída de diferentes profundidades, em diferentes épocas. Entretanto, a estratificação da qualidade da água dentro do reservatório depende, entre outras coisas, das retiradas de determinadas camadas da mesma. Retiradas extensivas de um determinado nível acarretam grandes alterações na estratificação. Essas retiradas de camadas seletivas tem um considerável impacto na hidrodinâmica do reservatório e tem um papel importante nos processos de intrusão de massas de água, distribuição vertical de águas de diferentes densidades, afetando a distribuição de organismos, os ciclos biogeoquímicos a distribuição vertical e horizontal de oxigênio dissolvido e da matéria particulada em suspensão (IMBERGER & PATTERSON, 1991).

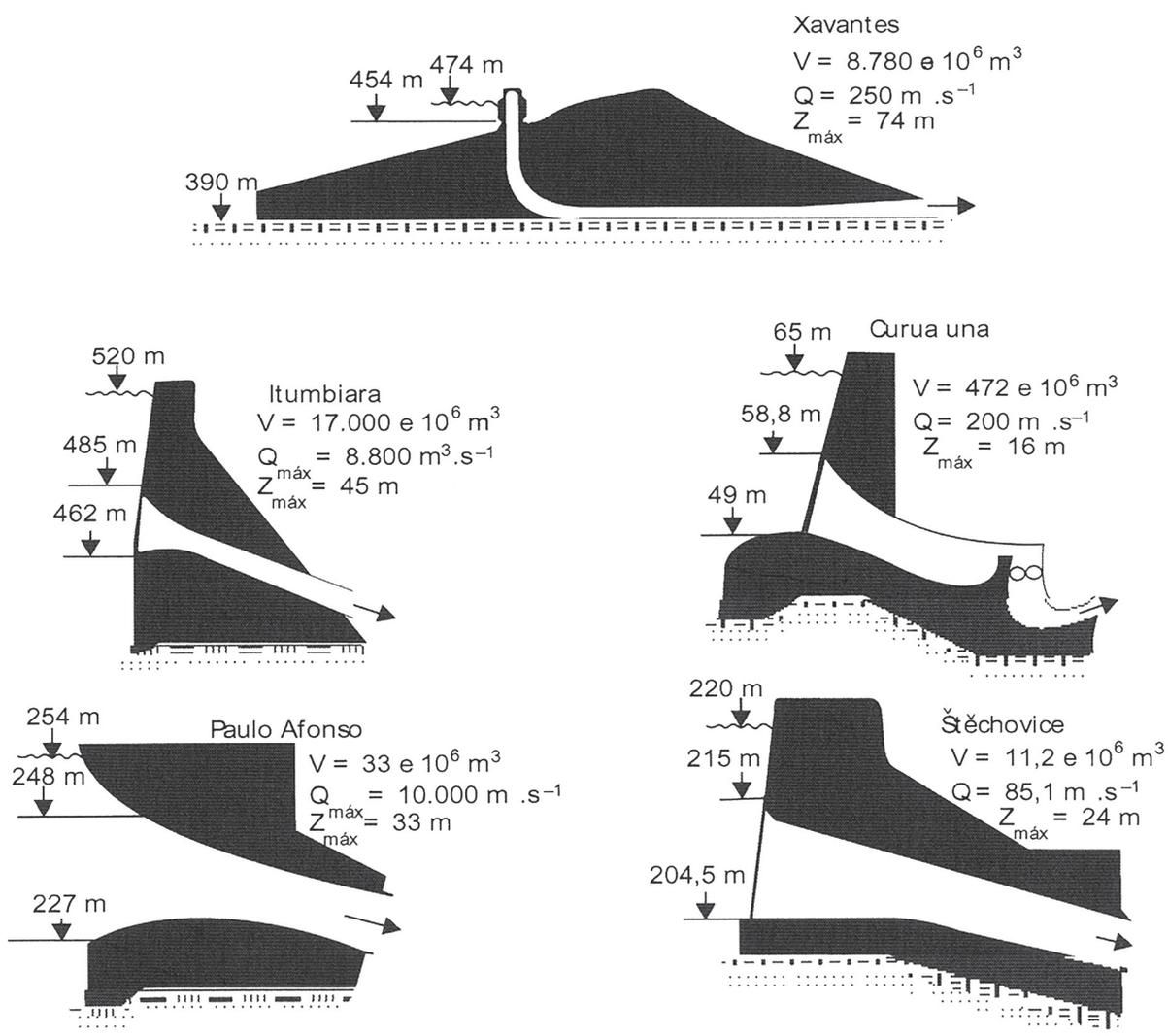


Figura 5 – Perfis de algumas barragens com destaque para as profundidades e formas de saídas de água no Brasil e na República Tcheca. Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan, 1993.

As diferentes estruturas de saídas de água são determinadas pelo tipo de construção civil, pelos usos do reservatório, pelo volume de água necessário (para produção de energia elétrica por exemplo) pelo volume da água represada e pela profundidade do reservatório. Por exemplo no caso da hidroelétrica de Xavantes no rio Parapanema a saída de água da Represa é próxima ao fundo. No caso da Represa de Itumbiara a saída de água a jusante já é localizada a uma profundidade intermediária e não próxima ao fundo. No caso da Represa de Paulo Afonso, por exemplo, a saída também é em uma altura intermediária mas o volume da água é maior. Quando há liberação de água a profundidades intermediárias e se isto for constante haverá estratificação hidráulica como foi constatado por Tundisi (1984). Casos específicos deste tipo de estratificação serão apresentados em capítulos a seguir. É importante destacar que a altura da saída de água em reservatórios seja para qualquer finalidade de usos tem um significativo impacto qualitativo e quantitativo no ecossistema a jusante, e na dependência da altura da saída, da densidade da água, haverá processos diferenciados com repercussões hidrodinâmicas, hidrológicas, biológicas e biogeoquímicas.

Sistemas de Reservatórios

O termo “sistema de reservatórios” refere-se àqueles com múltiplas barragens, conectadas hidrologicamente e a cuja operação se encontra relacionado objetivando metas comuns, tais como abastecimento de água ou a geração de eletricidade. Na Figura 6 podem ser vistos quatro tipos de sistemas de reservatórios. Reservatórios em Cascatas são cadeias de reservatórios localizados no mesmo rio (exemplos no Brasil, Rio Tiete, Rio Parapanema, Rio Grande, Rio Paraná) Sistemas de múltiplos reservatórios são grupos de reservatórios localizados em diferentes trechos de um determinado rio ou de diversos sistemas de rios e cujas vazões são compartilhadas. Reservatórios para bombeamento caracterizam-se pela água bombeada que circula entre os reservatórios, (como é o caso dos “pumped storage reservoirs”- reservatórios de bombeamento reverso pouco usado no Brasil) Transferências hídricas são representadas por um ou mais reservatórios, de onde a água é retirada e bombeada para outro sistema fluvial, objetivando aumentar as vazões desse último (como é o caso do projeto de transposição da água do Rio Tocantins - $50\text{m}^3/\text{s}$ para o Rio São Francisco para compensar a água direcionada para a transposição do Rio São Francisco).

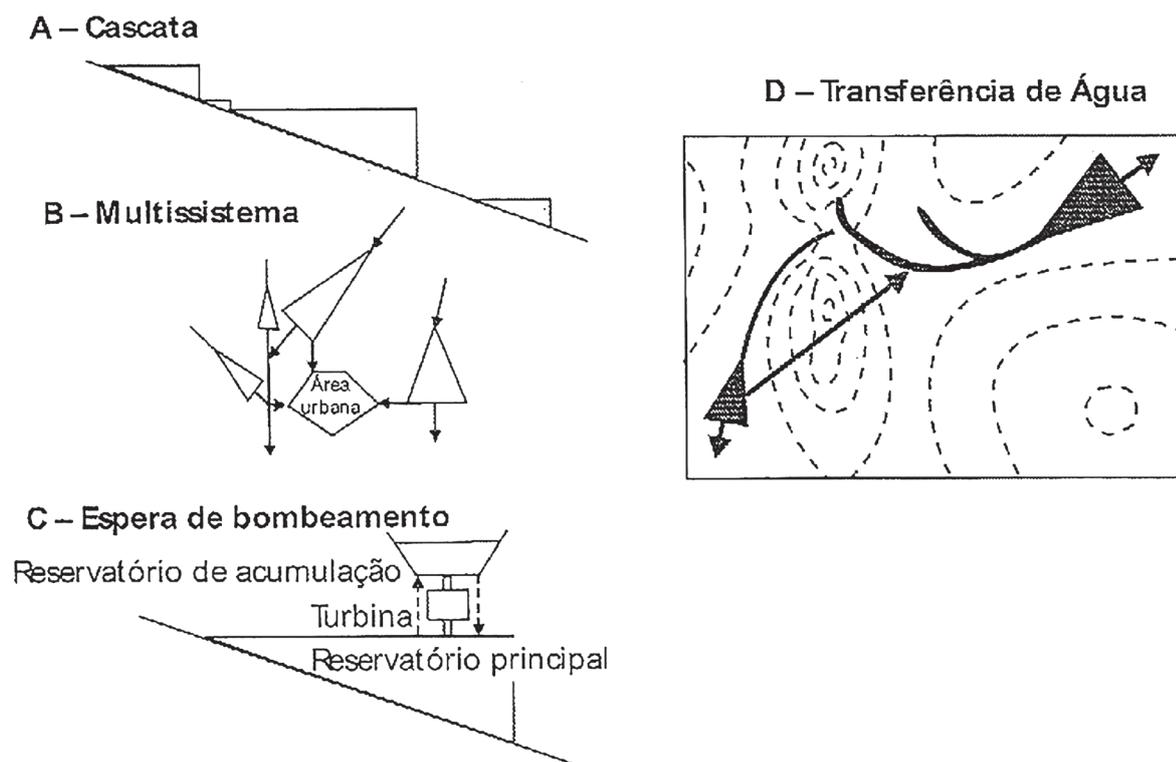


Figura 6 – Tipos de sistemas de reservatórios. Multissistemas de reservatórios em áreas urbanas – exemplo- Região Metropolitana de São Paulo. Reservatórios em cascata – inúmeros exemplos no Brasil, reservatórios de bombeamento. Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan, 1993. Straskraba & Tundisi 1999, 2008, 2013.

Reservatórios em cascata: sob o ponto de vista da qualidade da água, reservatórios em cascata caracterizam-se pelo fato de que os efeitos em um reservatório são transferidos para o reservatório situado a jusante. Nos reservatórios em cascata, a qualidade da água da unidade a montante é normalmente semelhante a outro reservatório isolado. A qualidade da água do segundo reservatório, ou posteriores, encontra-se, via de regra, é alterada. A capacidade que um reservatório tem de influenciar outro a jusante depende de suas características, quais sejam as de um reservatório profundo e estratificado (efeitos pronunciados) ou um raso (efeitos menores). A intensidade dessa influência depende também da classificação (tipo) do rio que liga ambos os corpos hídricos, dos níveis tróficos do reservatório e da distância existente entre eles. Reservatórios localizados em rios com maior classificação têm tempo de retenção maior e acarretam efeitos maiores no rio a jusante. A distância entre os reservatórios também é relevante; a uma distância de muitas centenas de quilômetros do reservatório de montante, o rio retorna a seu estado natural e os efeitos daquele sistema não são mais atuantes. Os efeitos são, portanto, mais significativos quando os reservatórios são próximos e encontram-se em uma cadeia e cascata (BARBOSA *et al.*, 1999).

Sistemas de múltiplos reservatórios: são esquemas complexos de armazenamento de água utilizados para o abastecimento hídrico de múltiplos propósitos, em locais e períodos nos quais a falta de água, especialmente em países que apresentam déficits hídricos. A qualidade da água desses sistemas caracteriza-se por grandes variações, função das diferenças de vazão. Especialmente nos casos em que os reservatórios participantes do sistema localizam-se em diferentes formações geológicas, logo com diferentes nutrientes, o gerenciamento simultâneo

dos aspectos quantitativo e qualitativo da água de cada reservatório pode se tornar uma tarefa difícil.

Reservatórios para bombeamento: eles são construídos porque a necessidade de energia elétrica se distribui de forma desigual ao longo do dia e em dias diferentes ao longo da semana. Há uma oferta excessiva de energia elétrica durante alguns períodos de escassez em outros. Em um período com excesso de oferta, reservatório situado em cota mais alta e que frequentemente de tamanho limitado a diferença de cotas será utilizada para itens intensificar a produção de energia durante os períodos com maior do mundo a qualidade da água ser afetada basicamente apenas pelo bombeamento ou pela queda assim sendo ela não diferir a substancialmente entre os dois foram embora em alguns casos pode ocorrer diferenças.

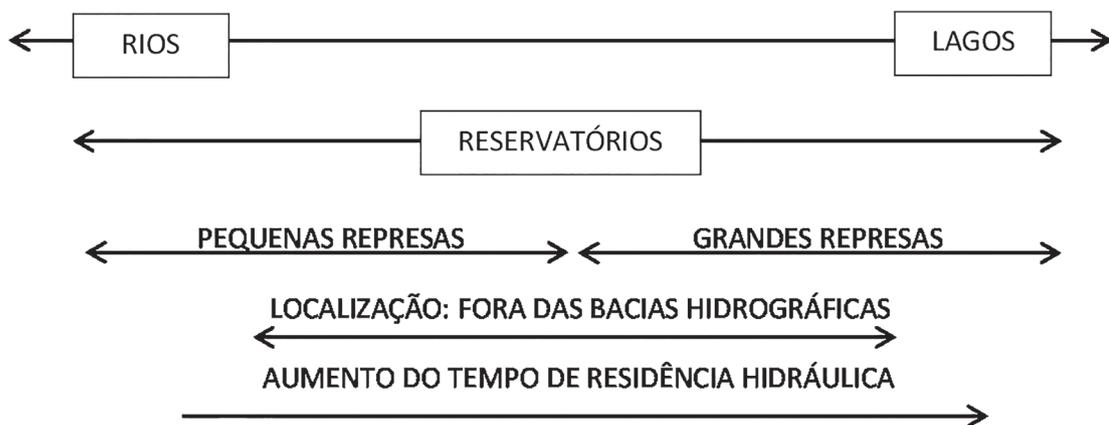
Transferências hídricas: antigamente foram extensivamente construídos grandes aquedutos. O volume total de água transferido por esses antigos sistemas para outras bacias não era, no entanto muito elevado. Hoje em dia, porém, muitos sistemas têm uma enorme capacidade de transferência e isso pode afetar não somente a qualidade das águas, como todo o balanço hidrológico da região. Um exemplo de fenômeno é o mar de Aral, que foi transformado de lago florescente em poça suja. Isto foi fruto de um mau gerenciamento, que retirou os grandes volumes de água para posterior utilização em ambiciosos projetos de irrigação de grandes fazendas estatais de algodão e de melões no Tadjiquistão e Uzbequistão na antiga União Soviética. Isso causou alterações no regime hidrológico de toda região :desequilíbrio hidrológico e salinização.

As transferências hídricas podem acarretar muitas alterações. Por vezes, ela se torna veículo de disseminação de doenças hidricamente transmissíveis. Também é responsável pela deterioração da qualidade da água e por complexos efeitos químicos. Também afeta as populações locais. Quando essas transferências estão ligadas à irrigação, podem causar a salinização de certas áreas. Nas regiões semiáridas do sudeste da Austrália foram construídos diversos canais ao longo da década de 20, visando transferir água dos abundantes rios dos Alpes australianos, que fluem ao Oceano Pacífico, para grandes territórios secos em New South Wales e sul da Austrália. A salinização verificada nas lavouras irrigadas criou muitos problemas para a agricultura e muitas áreas são hoje consideradas “mortas”. As transferências hídricas também afetam a biota aquática pois podem transferir fauna exótica que altera a biota e a rede alimentar local (STRASKRABA & TUNDISI, 2013). Transferências hídricas estão atualmente em andamento na China, onde canais estão transportando água do Sul para o Norte.

Capítulo 2

Diferenças entre Represas e Lagos Naturais

Os reservatórios são ecossistemas intermediários entre os rios e os lagos naturais. A sua posição intermediária entre estes dois ecossistemas aquáticos é determinada pelo tempo de residência e pela grande influência do rio no reservatório. A Figura 7 esclarece este processo.



(Baseado em Kimmel e Groeger, 1984)

Figura 7 – Rios, lagos e reservatórios. Fonte: Thornton *et al.*, 1996.

Evidentemente reservatórios e lagos têm certas similaridades: são ecossistemas aquáticos continentais com uma biota aquática adaptada às suas condições e funcionamento. Entretanto há uma série de diferenças qualitativas e quantitativas entre represas e lagos naturais que são mostradas nas Tabelas 3 e 4 discutidas em seguida.

Tabela 3 – Comparação de características de represas artificiais e lagos naturais.

Características	Diferenças Qualitativas	
	Lagos	Represas
Natureza e Origem	Natural	Artificial
Idade Geológica	Antigos	Muito mais recentes
Processo de “envelhecimento”	Lento	Rápido
Formação (várias causas)	Enchimento de depressões	Vales de rios
Desenvolvimento da margem	Baixo	Alto
Profundidade máxima	Próximo ao centro do lago	Próxima a barragem
Sedimentos do fundo	Autoctonos	Aloctonos
Gradientes longitudinais	Impulsionados pelo vento	Impulsionados pelo fluxo
Água de vatedouros	Geralmente na superfície	Variável (superfície ou próximo ao fundo)

Tabela 4 – Diferenças quantitativas entre lagos e represas.

Características	Diferenças Quantitativas	
	Lagos	Represas
Área da bacia hidrográfica/área do lago ou reservatório	Pequena	Alta
Tempo de retenção	Maior	Menor
Acoplamento com a bacia hidrográfica	Geralmente menor	Geralmente muito maior
Morfometria	Forma de V	Forma de U
Flutuações de nível	Pequenas	Altas
Hidrodinâmica	Mais regular	Altamente variável
Causas dos pulsos	Geralmente naturais	Devidas às operações ou naturais
Sistemas de gerenciamento aplicadas	De pouca dimensão	Geralmente muito requisitados

Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan, 1993; Thorton *et al.*, 1996.

Entretanto, há outras diferenças que são mostradas na sequência abaixo:

- Do ponto de vista geológico, represas são muito mais recentes que lagos. Hutchinson (1957) cita os lagos mais recentes com 10.000 anos e o lago Baikal (Rússia) o mais antigo desde o final do mesozóico até o início do terciário. Lagos de Rio Doce no Brasil tem, aproximadamente entre 5.000 a 10.000 anos (De MEIS & TUNDISI, 1997) quase a mesma idade que o mais antigo reservatório construído pelo homem. Na Europa Central o reservatório Jordan (República Tcheca) tem 500 anos e foi construído para aquicultura (cultivo de peixes).
- As represas também ocupam o vale de rios ou tributários nas bacias hidrográficas e raramente são construídos em depressões. Já os lagos com suas várias origens (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a) ocupam depressões (STRASKRABA, 1998). A morfometria dos reservatórios é inteiramente estabelecida pela geomorfometria do rio na área da construção e obedece aos critérios técnicos estabelecidos pelos objetivos e pelos usos múltiplos que são demandados.
- Os reservatórios têm gradientes horizontais mais pronunciados que os lagos naturais.
- Muitos reservatórios passam por rápidas alterações em suas características funcionais durante os primeiros meses e anos de sua existência, muitas vezes incluindo um

“crescente trófico” (“trophic upsurge”) como resultado das modificações em volume, área inundada, e período de inundação.

- Os sedimentos dos reservatórios contêm componentes alóctones devido ao aporte dos rios, no seu início. Após a estabilização do volume e o processo de organização espacial e temporal das comunidades os reservatórios começam a produzir sedimentos que contem material autóctone. O material autóctone pode se sedimentar na região mais lacustre dos reservatórios onde é menor a circulação horizontal.
- Uma grande diferença entre lagos naturais e represas artificiais, encontra-se no fluxo da água, e, principalmente na altura dos vertedouros ou da tomada de água para fins operacionais. No caso dos reservatórios, além dos vertedouros de superfície pode haver outros vertedouros e descargas profundas especialmente em hidroelétricas ou até mesmo em represas de abastecimento de água. Este tipo de vazão nos reservatórios, geralmente produzidas por necessidades e demandas operacionais tem grandes consequências limnológicas no reservatório e no rio a jusante (STRASKRABA, TUNDISI & DUNCAN, 1993, TUNDISI & STRASKRABA, 1999a).
- Flutuações de nível são mais acentuadas nas represas, em relação aos lagos naturais. Estas flutuações podem ocorrer devido às regras de operação ou a mudanças na contribuição dos tributários.
- Sob as mesmas condições climatológicas reservatórios são muito mais variáveis hidrodinamicamente do que lagos naturais. Estas variações têm muitas consequências na limnologia do reservatório alterando, retardando ou acelerando ciclos biogeoquímicos. Mudanças no sistema de operação na altura da vazão defluente produzem efeitos de curta duração a montante e a jusante. Pulsos a jusante são devidos a mudanças nas regras de operação causando efeitos físicos, químicos e biológicos nos rios a jusante ou nos reservatórios situados em uma cascata.
- As represas são frequentemente interligadas a um processo de gestão de recursos hídricos e aproveitamentos múltiplos em rios, representados por sistemas em cascata (como por exemplo, as represas do médio Tietê no Estado de São Paulo, ou no Rio Iguaçu no Paraná, ou no vale Tennessee nos Estados Unidos). Não é o que ocorre com os lagos naturais.

As Figuras 8, 9, 10 apresentam as complexidades morfométricas de alguns reservatórios do Brasil. A morfometria dos reservatórios tem consequências ecológicas, econômicas e sociais.

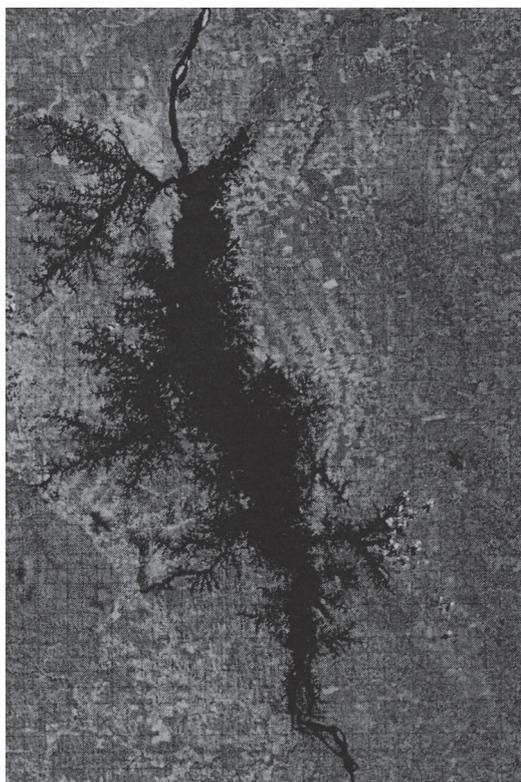


Figura 8 – Represa de Tucuruí- Rio Tocantins. (Amazônia). Fonte: N.Y. Nyamier & Tundisi, 2017.

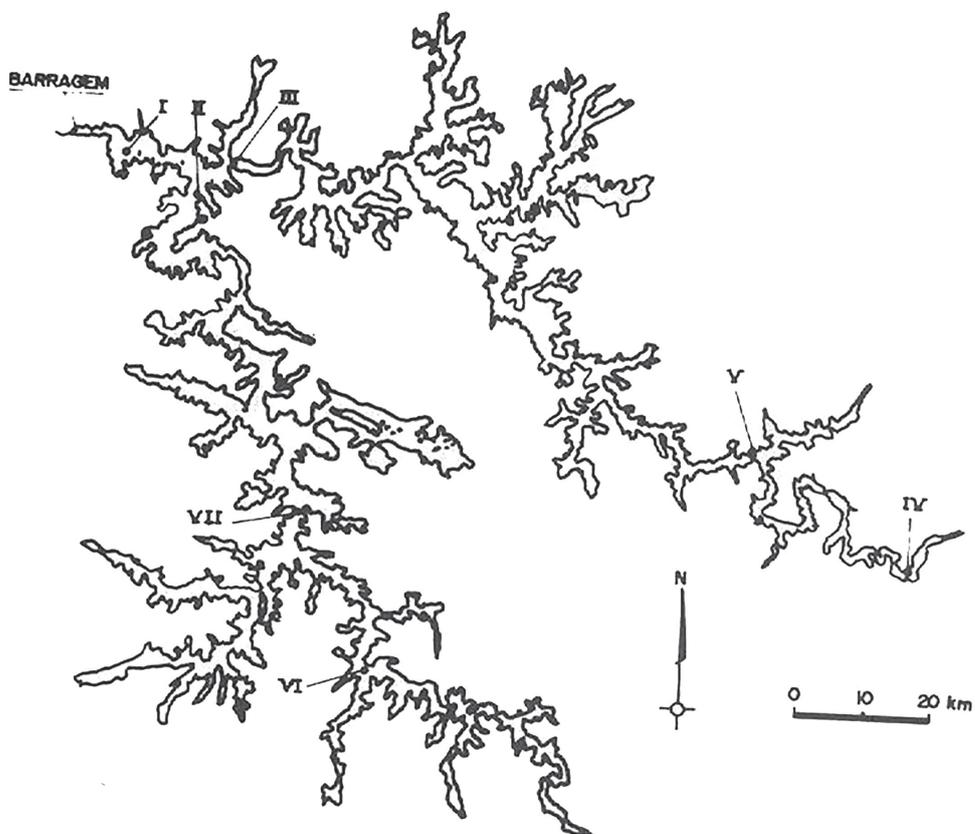


Figura 9 – Represa de Furnas (Rio Grande – MG). Fonte: Tundisi, 1984.



Figura 10 – Represa de Balbina (Amazônia). Fonte: Tundisi, 1988a.

A Tabela 5 aponta diferenças significativas entre lagos naturais e represas do ponto de vista morfométrico, e de funcionamento.

Tabela 5 – Uma comparação da média geométrica para algumas variáveis selecionadas entre lagos e represas da América do Norte.

Variável	Lagos Naturais	Reservatórios
Número de lagos e represas	107	309
Área de superfície (km ²)	5.6	34.5
Área de bacia hidrográfica	222.0	3.228.0
Profundidade máxima (m)	10.7	19.8
Área da bacia superfície (km ²)	33.1	93.1
Profundidade média (m)	4.5	6.9
Razão de desenvolvimento da margem (D.L.)	2.9	9.0
Tempo de retenção (anos)	0.74	0.37
Fósforo total (mg.m ³)	54.0	39.0
Clorofila a (mg.m ³)	14.0	8.9
Carga de fósforo (g.m ⁻² x ano ⁻¹)	0.87	1.7
Carga de nitrogênio (g.m ⁻² x ano ⁻¹)	18	28.0

Fonte: Thornton *et al.*, 1996 *apud* Cooke & Kennedy 1989.

Outra característica diferencial importante é o processo de evolução de represas e lagos que depende muito da bacia hidrográfica, dos usos múltiplos, e da carga proveniente da bacia hidrográfica. Um dos importantes diferenciais hidráulicos é o tempo de retenção de represas e lagos que tem um importante papel quantitativo na retenção de nutrientes principalmente fósforo, e material em suspensão. Estas repercussões no funcionamento hidráulico, promovem grandes alterações na organização da rede alimentar, na reprodução dos organismos e na sucessão biológica. Outras considerações são colocadas abaixo para delinear claramente estas diferenças fundamentais.

Outra característica importante que distingue reservatórios construídos pelo homem dos lagos naturais, é que estes ecossistemas artificiais foram programados para diferentes finalidades e em muitos casos para usos múltiplos. Os lagos, dependendo da sua localização geográfica, latitude e altitude são utilizados em função de tradições locais, de interações entre

as populações humanas e o ecossistema aquático muitas vezes por centenas de anos ou até milênios como o relatado por Cowgill (1977).

Uma diferença fundamental, também muito acentuada entre lagos e represas é a sua “evolução”, ou seja, o processo de funcionamento do sistema biológico, a sucessão espacial e temporal, a organização das redes tróficas, e a diversidade biológica. Um lago, por ser um sistema que importa a maior parte da matéria orgânica e energia que produz e recebe da bacia hidrográfica tem uma sucessão natural influenciada pelas condições climatológicas, pela bacia hidrográfica e pelo seu entorno (TALLING & LEMOALLE, 1998). Já um reservatório artificial recebe permanentemente a influência do sistema fluvial e envolve de muitas formas com processos variados devido à sua morfometria, colonização, tempo de retenção, efeitos dos usos múltiplos e das bacias hidrográficas. A estabilização de todo o conjunto de processos em um reservatório, depende de todos estes fatores, da fase de enchimento, dos usos do reservatório e das regras operacionais.

Devido a estas diferenças há dificuldades para aplicar às represas os conceitos clássicos derivados dos estudos ecológicos e limnológicos dos lagos naturais. Com ênfase Margalef *et al.* (1976) o estudo dos lagos naturais se concentra em torno do conceito eutrófico-oligotrófico e no caso dos rios se caracterizam o gradiente horizontal, a velocidade e o fluxo. Para os reservatórios, há, portanto, que se aplicar um conceito “cruzado” considerando-se as abordagens de estudo limnológico de lagos e rios e introduzindo outros elementos e componentes como a determinação da heterogeneidade vertical, a avaliação dos gradientes horizontais e os efeitos a jusante (BONETTO, 1977).

O estudo limnológico e ecológico dos reservatórios difere, ainda, daquele dos lagos naturais, pois pode produzir insumos conceituais importantes para a construção de novos reservatórios e aplicar novos conceitos na construção e organização destes empreendimentos. Estudos comparados de diferentes reservatórios podem enriquecer de forma muito positiva o conhecimento da dinâmica ecológica destes ecossistemas e contribuir de forma positiva para promover novos estudos, planejar novos reservatórios e otimizar a eficiência do gerenciamento uma vez que estes ecossistemas artificiais diferem em morfometria, volume, tempo de retenção, localização em diferentes bacias hidrográficas o que lhes confere especificidades que se magnificam quando o aspecto comparativo é avaliado e quantificado (MARGALEF, *et al.* 1976, TUNDISI *et al.*, 1978). Da mesma forma, estudos de longa duração em um reservatório podem também enriquecer o conhecimento e transferi-lo para outros ecossistemas. As duas abordagens são, portanto fundamentais (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2020).

Capítulo 3

Reservatórios como Ecossistemas Complexos

Os reservatórios são ecossistemas complexos e as principais dimensões destas complexidades, e sobre a ótica qualitativa e quantitativa torna-se importante distinguir os seguintes subsistemas:

- As bacias hidrográficas e as vazões afluentes;
- Os reservatórios e sua complexidade espacial.
- As vazões liberadas;
- A socioeconomia e o gerenciamento.

As bacias hidrográficas, incluindo elementos naturais como clima precipitação, vegetação e atividades humanas, determinam o caráter das águas que fluem ao reservatório, sua distribuição temporal e seus efeitos sobre a qualidade da água do reservatório. Mediante o conhecimento dessas características, torna-se possível prever a qualidade das águas do reservatório antes mesmo de sua construção. Devido à grande importância qualitativa das vazões afluentes, o reservatório torna-se muito sensível às atividades humanas existentes em suas bacias hidrográficas.

O reservatório em si é um coletor e digestor das entradas e dos efeitos existentes nas bacias hidrográficas. Esses efeitos incluem os processos internos físicos, químicos, biológicos e suas consequências dentro do reservatório. A da qualidade da água do reservatório pode ser subdividida pelos subsistemas físico, químico e biológico, podendo ainda ser feitas outras subdivisões mais detalhadas.

A qualidade da água das vazões liberadas é determinada pelas características das águas presentes na profundidade do mecanismo de descarga. Podem ocorrer alterações adicionais devido às manobras desses mecanismos, emprego de turbinas ou vertedouros e trocas gasosas motivadas pela mudança da pressão hidrostática ou pelo contato com o ar. A qualidade da água também pode mudar a jusante da barragem.

O gerenciamento e o subsistema socioeconômico consistem em usos do reservatório, do arcabouço legal quanto aos aspectos quantitativos e qualitativos das águas e quanto ao sistema de gerenciamento responsável pelas ações necessárias para atender à demanda.

As interações entre o subsistemas são muito importantes. As bacias hidrográficas determinam qualitativamente as vazões afluentes, fato que afeta as decisões referentes às atividades da área. A qualidade das águas do reservatório determina a qualidade das águas por ele liberadas, e uma má qualidade dessas últimas afeta as decisões no referente ao reservatório e a jusante. Cada um desses subsistemas é parte de um meio ambiente maior, por exemplo, o reservatório é parte de sua vizinhança geográfica; as condições socioeconômicas de uma

circunscrição política excedem as bacias hidrográficas e o desenvolvimento econômico, em qualquer parte do mundo, pode acarretar problemas, como a poluição atmosférica, que por sua vez pode afetar a qualidade da água de um reservatório específico.

Como ecossistemas, os reservatórios artificiais incorporam todos os princípios dos sistemas complexos e hierárquicos, regulados por uma série de fatores que se aplicam a um ecossistema (AYENSU *et al.*, 1999). São oito princípios básicos que incluem estrutura e função.

Além disto, os reservatórios incorporam também os conceitos clássicos de Von Bertalanffy (1942, 1952) que são:

- **Integração progressiva dos componentes biológicos, clima, hidrologia e processos físicos e químicos.**
- **Especialização e diferenciação progressiva que envolve diversidade biótica (partição de recursos, co-evolução).**
- **Mecanização progressiva que envolve sistemas cada vez mais eficiente de controle e regulação.**
- **Centralização progressiva – maior cooperação entre organismos e a adaptação progressiva em conflito de todos os componentes.**
- **Estes são princípios básicos gerais. Há mais oito princípios gerais aplicados aos ecossistemas e aos ecossistemas aquáticos que se aplicam aos reservatórios.**

Estes princípios são:

- **Entradas de energia e capacidade de reserva de material são limitados.**
- A dependência da energia solar para a produção de matéria orgânica é latitudinal e nos ecossistemas varia também climatologicamente (temporal). Há limitações para a reciclagem de material nos ciclos biogeoquímicos e reservas de fósforo e nitrogênio.
- **Ecossistemas são sistemas abertos e dissipativos** – Os ecossistemas recebem energia externa, trocam matéria com a atmosfera, e água subterrânea; a dissipação da energia é que cria condições para o desenvolvimento da biota, para o aumento da biodiversidade e para a interação biota-hidrologia, ciclos biogeoquímicos.
- **Informação é reservada em estruturas naturais** – As estruturas envolvem como consequência do acumulo de energia. As interações entre estruturas físicas, químicas e biológicas nos ecossistemas constituem um mecanismo de informação cumulativa.
- **A reserva de informação biológica está nos genes** – Para os organismos, a informação é reservada e programada nos genes. O ecossistema pode ser considerado um canal através do qual a informação é projetada para o futuro (MARGALEF, 1961). A distribuição dos indivíduos em espécies dá a medida da largura e dimensão deste canal de informação. Em um ecossistema uma maior diversidade, significa maiores cadeias alimentar, mais casos de parasitismo, simbiose, co-evolução. Portanto a informação fundamental está nos organismos e nos genes.
- **Ecossistemas são mediados e regulados por múltiplos sistemas de controle (feedback systems)** – Os sistemas reguladores vão desde o aspecto microscópico ao aspecto macroscópico dos ecossistemas; controlar crescimento, o advento de catástrofes e caos, e regulam a maximização da diversidade biológica para obter o máximo aproveitamento da energia com menor eutrofia (MARGALEF, 1968).
- **Ecossistemas têm capacidade homeostática** – A capacidade homeostática resulta em diminuir e definir os efeitos de processos de alta variação; esta capacidade é limitada e uma vez ultrapassada o sistema perde o controle de sua organização e ocorrem catástrofes, caos e novos processos se estabelecem.
- **Ecossistemas são sistemas com alta capacidade de adaptação** – A adaptação dos organismos, individualmente, é bem conhecida. Muito menos se conhece sobre a adaptação a nível de ecossistema. Esta, entretanto já foi demonstrada para vários

reservatórios (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013b, TUNDISI *et al.*, 2015a). O processo de sucessão em reservatórios pode ser considerado ao equivalente à acumulação de informação. As mudanças que ocorrem durante a sucessão tendem a tratar as entradas de novas informações e promovem alterações estruturais e funcionais (MARGALEF, 1968).

- **Ecosistemas são sistemas com capacidade de auto-organização** – A auto-organização do ecossistema reflete a capacidade de adaptação e o tratamento das entradas de energia e materiais através de sucessão e ao longo de um período. Os reservatórios ao longo do tempo e sob a influência de fatores externos como impactos das bacias hidrográficas, e de atividades antropogênicas, alteram suas características biogeofísicas, os processos e sucessão biológica, e as interações entre os organismos. O Box 1 apresenta as principais características de reservatórios como sistemas complexos.

Box. 1 – Represas como sistemas complexos.

Sistemas complexos são organizados como um conjunto de subsistemas diferentes que estão conectados em uma rede de inter-relações. As inter-relações nesses subsistemas possuem um conjunto de controles (“feedbacks”) em que cada elemento (subsistema) não somente influencia outros, mas é por eles influenciado. As represas são sistemas complexos que consistem em fatores bióticos e abióticos, interagindo entre si. Os reservatórios são impulsionados pelas funções das forças externas – climatologia, hidrologia, fluxo de água dos tributários e sua qualidade, e as respostas são registradas pelas variáveis do estado que são as características físicas, químicas e biológicas destes ecossistemas artificiais. Represas sofrem oscilações derivadas das variações de suas funções de força dos mecanismos de operação, usos múltiplos e necessidades de água. Estas oscilações temporais e espaciais (pulsos) também são registradas na variabilidade dos ciclos biogeoquímicos, na diversidade biológica e na sucessão de comunidades.

A procura de padrões de comportamento e funcionamento em reservatórios, passa necessariamente pelo conhecimento da complexidade do sistema e da resposta deste às funções de força externas e ao gerenciamento. Subsistemas operam a diferentes limites e todo o conjunto reage a estes estímulos e entradas de energia e matéria. A organização espacial dos reservatórios, sua morfologia, os pulsos climatológicos, hidrológicos e biológicos (sucessão de espécies), os procedimentos operacionais que interferem no funcionamento e na dinâmica do reservatório conferem a estes uma complexidade espacial e temporal que exige observações e medições frequentes, modelagem ecológica, e preditiva e estudos da estocástica dos processos para a compreensão desta complexidade e suas implicações práticas no gerenciamento. Os reservatórios passam por estados transientes que conferem também uma complexidade temporal importante. A pesquisa para estabelecer um **Índice de Complexidade** para Represas é relevante do ponto de vista teórico e prático (TUNDISI, em elaboração).

Capítulo 4

As Bacias Hidrográficas e os Reservatórios Artificiais

Efeitos Positivos e Negativos da Construção

Os reservatórios impactam as bacias hidrográficas nas quais são construídos. Podem ser unidades individuais ou situadas em uma cascata e alteram consideravelmente a hidrologia regional, a biodiversidade aquática e terrestre e a composição e organização das comunidades. Alterações físicas e químicas das águas também ocorrem.

Por outro lado, a construção de reservatórios para diferentes objetivos e usos múltiplos tem um papel decisivo no desenvolvimento regional promovendo novas oportunidades de emprego, renda, instalação de indústrias e atividades agrícolas diferenciadas.

A avaliação do impacto do impacto de reservatórios em bacias hidrográficas é sempre uma tarefa complexa e de longo prazo, pois deve considerar desde o início do empreendimento, o planejamento regional e os objetivos da construção, para depois, acompanhar o processo da construção no eixo temporal/espacial.

Os efeitos positivos e negativos da construção dos reservatórios nas bacias hidrográficas são resumidos na Tabela 6. Nesta tabela estão representadas as diferentes interações e os processos decorrentes da construção de represas.

As interações entre os processos ecológicos básicos, os componentes biogeofísicos e os sócio-econômicos e ambientais, foram muito discutidas no MEA (Milenium Ecosystem Assessment – Avaliação Ecológica do Milênio, 2003) no qual se enfatiza a necessidade de uma análise muito eficiente destas interações através de um “observatório de acompanhamento” antes, durante e após a construção do empreendimento.

Portanto, deve-se registrar que a construção de represas tem um importante impacto no funcionamento dos ecossistemas das bacias hidrográficas, rios e suas sub-bacias hidrográficas. Deve-se insistir no fato de que fatores positivos e negativos devam ser analisados e comparados inclusive com a situação regional de cada bacia hidrográfica e o seu estágio de desenvolvimento.

Tabela 6 – Efeitos Positivos e Negativos da construção dos reservatórios nas bacias hidrográficas.

Efeitos Positivos
<ul style="list-style-type: none"> • Impulso e estímulo às economias regionais • Produção de energia – hidroeletricidade. • Criação de purificadores de água com baixa energia. • Populações de áreas rurais tiveram de ser realocadas e tiveram seus sistemas de • Fonte de água potável e para sistemas de abastecimento. • Representativa diversidade biológica. • Maior prosperidade para parte das populações locais. • Criação de possibilidades de recreação. • Proteção contra cheias das áreas a jusante. • Aumento das possibilidades de pesca. • Armazenamento de água para períodos de seca. • Navegação. • Aumento do potencial para irrigação.
Efeitos Negativos
<ul style="list-style-type: none"> • Deslocar populações. • Emigração humana excessiva. • Deterioração das condições da população original. • Problemas de saúde pela propagação de doenças hidricamente transmissíveis. • Perda de espécies nativas de peixes de rios. • Perda de terras férteis e de madeira. • Perda de várzeas e ecotones terra/água – estruturas naturais úteis. Perda de terrenos alagáveis • Perda de biodiversidade (espécies únicas); deslocamento de animais selvagens. • Perda de terras agrícolas cultivadas por gerações, tais como arrozais. • Excessiva imigração humana para a região do reservatório, com os conseqüentes problemas • Necessidade de compensação pela perda de terras agrícolas, locais de pesca e habitações, bem como peixes, atividades de recreio e de subsistência. • Degradação da qualidade hídrica local. • Redução das vazões a jusante do reservatório e aumento nas suas variações. • Redução da temperatura e do material em suspensão nas vazões liberadas para jusante. • Redução do oxigênio no fundo e nas vazões liberadas (zero em alguns casos). • Aumento do H₂S e do CO₂ no fundo e nas vazões liberadas. • Barreira à migração de peixes. • Perda de valiosos recursos históricos e culturais. Por exemplo, a perda em Oregon de inúmeros cemitérios indígenas e outros locais sagrados, acarretando a perda da identidade cultural de • Perda de valores estéticos.

Fonte: Jørgensen *et al.*, 2005.

A Tabela 7 apresenta os principais problemas com referencia aos impactos dos reservatórios na saúde humana.

Tabela 7 – Principais problemas de saúde humana relacionados com a construção de represas.

Projeto	Ano de enchimento	Efeito na saúde humana	Grau de impacto* %
Volta DAM (Ghana)	1966	Esquistossomose	70
Irrigação em Tanzania	1968	Esquistossomose	85
Fainji DAM (Nigéria)	1969	Esquistossomose	30 - 70
Aswan Hugh DAM (Egito)	1969	Esquistossomose	100
Ulborotama DAM (Tailândia)	1970	Helmintos	52 - 90
Irrigação em Malumfashi (Nigéria)	1978	Esquistossomose	65
Srinagragind DAM (Índia)	1978	Malária	25
Gezira, projeto de Irrigação (Sudão)	1979	Esquistossomose	70
Diana DAM (Senegal)		Esquistossomose	100

*Refere-se ao aumento porcentual das doenças. *Fonte:* WCD, 2000.

Tabela 8 – Ilustração dos serviços e benefícios gerados por grandes represas (World Commission on Dams).

Serviços e Benefícios	Significância socioeconômica dos beneficiários
Represas: Grand Coulee, Kariba, Tarbela, Aslantas, Tucuruí, Pakmun. Benefícios: hidroeletricidade, irrigação, emprego, pesca, turismo, aquacultura.	Suprimento de energia elétrica para milhões de pessoas; indústria do turismo, gerando emprego, renda e novas empresas. Benefícios da irrigação: produção de alimentos; emprego; suprimento de energia elétrica para o setor industrial. Suporte para agroindústria através da irrigação; aumento de pesca comercial geração de emprego e renda.

Fonte: WCD 2000.

Outras Informações sobre Impactos de Represas no Anexo 1

No caso da Represa de Tucuruí no Amazonas, verificou-se um aumento da malária na região, associada ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas dos gêneros *Salvinia auriculata*; *Eichhornia crassipes*; *Pistia stratiotes*; *Ricciocarpus natans*. Formas imaturas de espécies de *Anopheles* associadas às raízes de macrófitas foram encontradas (ELETRONORTE, 2000, Relatório).

Na represa de Brokopondo desenvolvida no Suriname (atual Guiana Holandesa) ocorreu proliferação de malária e esquistossomose, indicadas como as doenças mais importantes ligadas ao represamento (PANDAY, 1979). Neste caso a proliferação das macrófitas aquáticas associadas ao represamento foi fundamental, como em outras represas da Amazônia.

Na região da represa de Itaipú ocorreram surtos de malária em Foz de Iguaçu e outro na Reserva Indígena de São Miguel.

A associação entre a evolução, proliferação de endemias e os reservatórios, está na dependência das mudanças em qualidade das águas da fase rio para a fase represa o que proporciona habitats e condições adequadas para o desenvolvimento de vetores (RONDEROS, 1994).

As múltiplas dimensões e as diferentes interações entre processos biogeofísicos, econômicos e sociais tem efeitos positivos e negativos da construção de represas. Dimensão do

reservatório (volume, morfometria, área de inundação) usos múltiplos, sistema de construção, regime operacional interferem nestes impactos.

A Avaliação do Impacto Ambiental da Construção dos Reservatórios: Princípios Básicos

Como os reservatórios são os recipientes de todas as atividades e processos naturais e artificiais, (i.e. produzidos pelas atividades humanas), nas bacias hidrográficas, um princípio básico fundamental é determinar o grau de organização, conectividade e dinâmica ecológica da bacia hidrográfica. Estas informações científicas têm a característica principal de estimar a carga que será recebida pelo reservatório, a consequência ecológica nestes novos empreendimentos e os efeitos na biodiversidade aquática e terrestre. Vastas áreas inundadas tendem a suprimir a vegetação e toda a biodiversidade por ela suportada.

Além desta avaliação biogeofísica, é informativo determinar as alterações econômicas e as alternativas para a sociedade regional e local que dependem da inserção do reservatório na bacia hidrográfica. Ocupação da bacia hidrográfica, mudanças demográficas, migração, novos padrões de urbanização, introduzem novas práticas de usos do solo, interferindo nos ciclos biogeoquímicos nas fontes pontuais e difusas de nitrogênio, fósforo e metais, outros padrões de transporte de sedimentos e novas configurações da drenagem. O risco de transmissão de doenças de veiculação hídrica, ou doenças que dependem de vetores na água, ou “doenças sociais” (devido às migrações de pessoas infectadas provenientes de outras regiões). Alterações e degradação sanitária das populações que migram e se estabelecem na bacia hidrográfica, logo após a estabilização do nível da represa são também previsíveis e necessitam de análises de impacto para estabelecer regras e protocolos de monitoramento e gerenciamento.

O impacto das futuras mudanças climáticas e variabilidade e secas na escala regional deve também ser analisado. O objetivo principal desta Avaliação de Impacto Ambiental de um reservatório é de promover uma perspectiva nova de desenvolvimento e uma visão de uma economia de restauração do processo, muito além da mera atividade de modernização que é a construção do reservatório.

É fundamental do ponto de vista estratégico, da bacia hidrográfica/rio/represa o conhecimento do impacto sobre os rios: um único reservatório, uma cascata de reservatórios, localizado em várias sub-bacias. Isto deve estabelecer a escala do estudo, e a magnitude da análise qualitativa e quantitativa. Séries de dados climatológicos/hidrológicos/ecológicos são necessários.

Os seguintes critérios podem ser aplicados na avaliação do impacto ambiental dos reservatórios:

- **Dimensão do impacto;**
- **Localização e escala espacial do impacto;**
- **Escala temporal (curto, médio ou longo prazo);**
- **Reversibilidade/Irreversibilidade do impacto;**
- **Relevância para os serviços dos ecossistemas;**
- **Magnitude do impacto: baixo, médio, elevado.**

As principais medidas recomendadas para uma Avaliação do Impacto Ambiental, ampla, integrada e com enfoque sistêmico são:

Determinações básicas recomendadas para todas as bacias hidrográficas (TUNDISI *et al.*, 2015b, modificado de HORNUNG *et al.*, 1990) (Tabelas 9 e 10).

Tabela 9 – Dados básicos a obter nas Avaliações de Impacto Ambiental de reservatórios.

I – Dados da bacia hidrográfica	
Vegetação	Principais tipos de vegetação; sua distribuição espacial, lista de espécies. Química das folhas das principais espécies para C, N, P, Na, Mg, Ca.
Solos	Descrição dos principais tipos de solos e sua distribuição. Conteúdo de matéria orgânica; cations, anions, C total; N, SOx, textura.
Geologia e Hidrogeologia	Principais tipos de rochas e distribuição espacial. Drenagem e declividade.
Dados meteorológicos	Temperatura média anual; Precipitação média mensal, anual; ventos, radiação solar.
II – Poluição do Ar e Deposição Seca	
Medidas da concentração atmosférica de NH ₃ , NO ₂ , SO ₂ , usando técnicas de adsorção. Intervalos de amostragem ajustado com os ciclos climatológicos.	
III – Entradas	
Precipitação: Volume, ciclo, e média mensal e anual.	Amostragem mensal da concentração de elementos como Ca, Mg, Na, F, NH ₃ , NO ₃ , SO ₄ , Silica, Carbono Total Dissolvido, P, N, Fe, Al.
Composição química da água de precipitação que flue através da floresta	Coleta semanal da água que flue da floresta para os riachos, rios e solos. Amostras ajustadas para cada tipo de vegetação.
IV – Saídas	
Fluxo diário, análise semanal da composição química da água dos rios e riachos.	

Fonte: Hornung *et al.* 1990.

Adicionalmente aos estudos apresentados as seguintes informações devem ser coletadas no prognóstico para o impacto do reservatório.

Tabela 10 – Informações para o prognóstico adequado do impacto dos reservatórios.

- Localização do reservatório no continuum do rio.
- Tamanho, volume, morfometria, compartimentalização.
- Tempo de retenção da(s) represa(s).
- Biodiversidade da bacia hidrográfica (terrestre e aquática). Distribuição espacial e temporal.
- Usos do solo.
- População humana na bacia hidrográfica e localização.
- Concentração dos nutrientes no rio principal e tributários.
- Carga de material e suspensão nos rios.
- Usos múltiplos futuros da represa.
- Atividades humanas na bacia hidrográfica: Agricultura, pecuária, indústria.

(Ver tabela completa para avaliação dos impactos no Anexo 2)

Impactos a Jusante do Reservatório

Após a construção do reservatório ocorre uma série de impactos produzidos na qualidade da água, no funcionamento limnológico dos rios a jusante na morfometria e na biota aquática.

Adicionalmente há outras importantes considerações a fazer em relação à Avaliação de Impacto Ambiental tais como:

- Problemas de saúde pública que se originam a partir da construção do reservatório.
- Perda de espécies comerciais de peixes, e da biodiversidade íctica.
- Perda de biodiversidade terrestre.
- Perda das áreas de várzea naturais.
- Perda de heranças culturais.
- Perda de água por evaporação.
- Migração humana excessiva que pode ocasionar problemas de saúde pública (“doenças sociais”), económicas.
- Degradação de qualidade da água e comprometimento de usos múltiplos.
- Erosão dos bancos e margens de rios e perdas de habitats.
- Perdas a jusante com a eliminação de áreas da várzea, mudanças na temperatura da água.
- Necessidade de prover compensações para perda de terra agricultáveis.
- Perda de potencial de recreação.
- O efeito da presença do reservatório na sociedade e economia local.
- Padrões de heterogeneidade espacial.
- Desenvolvimento económico futuro e possíveis impactos.

Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan, 1993.

A Tabela 11 sintetiza as alterações e impactos e descreve os principais componentes e subsistemas afetados.

Tabela 11 – Efeitos dos reservatórios nos rios a jusante.

Variáveis físicas	Alterações
Estrutura do reservatório	Os canais do rio a jusante, podem ser danificados por fluxos de água variáveis.
Hidrologia	A diminuição do fluxo de água afeta a hidrologia do rio a jusante. Isto ocorre especialmente quando há usos interno dos reservatórios para irrigação ou quando as taxas de evaporação são elevadas. Os ciclos anuais hidrológicos são deslocados.
Térmica	De um modo geral uma diminuição na temperatura média ocorre. A diminuição da temperatura aumenta com o aumento do tempo de retenção e a profundidade da descarga da água. O ciclo anual da temperatura da água dos rios, aumenta em reservatórios com descarga de superfície e diminui quando os reservatórios tem descargas de fundo.

Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan, 1993.

Variáveis físicas	Alterações
Conteúdo de material em suspensão	Diminui nos rios a jusante alterando substancialmente áreas alagadas, florestas, fertilidade do solo.
Detritos	A composição das partículas muda de abiótico para biótico e o tamanho das partículas diminui.
Intensidade luminosa	A penetração da luz no rio aumenta.
Oxigênio	Se o reservatório for eutrófico e a descarga for abaixo do termoclina, a concentração de oxigênio na descarga é muito baixa ou próxima de zero.
Conc. P e N, CH ₄ gases N ₂ O.; CH ₄ ; CO ₂ ; H ₂ S	A concentração aumenta principalmente na descarga dos reservatórios e nas áreas do rio próximas à descarga ("degassing").
Ph	O pH é mais baixo no rio a jusante exceto quando o pH da água dos tributários é baixo (exemplo: reservatórios dos rios de águas negras da Amazônia).
Nitrogênio	A concentração de gases de nitrogênio aumenta em reservatórios aerados, a níveis de supersaturação o que pode causar mortalidade em massa de peixes. Este é um processo que ocorre durante a aeração das descargas das águas nas comportas.
Matéria orgânica dissolvida	A concentração de matéria orgânica diminui quando não há fontes de produtividade elevada no reservatório. Em reservatórios eutróficos a matéria orgânica dissolvida no rio a jusante aumenta.
Nitratos	Concentrações de nitratos são geralmente mantidas a jusante com poucas alterações. Em alguns casos há aumentos discretos. Quando as condições do lipolímnio do reservatório se tornam muito redutoras a concentração de nitratos a jusante diminui.
Nitritos	Concentrações de nitritos aumentam, principalmente após descargas de fundo em reservatórios.
Sólidos totais	Concentrações de sólidos totais não são alteradas a jusante.
Fósforo	concentrações de fósforo total diminuem e o decréscimo é maior se ocorre quando a descarga de fundo é liberada em reservatórios eutróficos com lipolminioanóxico. Redução de rio. Fósforo resulta em menor produtividade.
Biomassa do fitoplâncton e clorofila	As quantidades dependem da localização da descarga: descargas dá superfície liberam mais fitoplâncton, enquanto que descargas mais profundas ao nível hipomnético, reduzam o transporte de biomassa fitoplanctônica. Fitoplâncton do hipolímion tem maior conteúdo de clorofila.
Zooplâncton	De um modo geral os rios a jusante tem um aumento na concentração de zooplâncton. Em rios extensos a jusante do reservatório, há uma transição de composição potamoplanctônica para uma composição pelágica. A biomassa de zooplâncton geralmente aumenta na descarga a jusante.
Bentos	Aumenta no rio a jusante quando o reservatório é moderadamente eutrófico. Em reservatórios eutróficos com descargas de fundo diminue drasticamente devido a liberação de águas anóxicas. A composição altera-se bastante quando comparado com os rios não impactados. Quando ocorre variações do nível do rio a jusante há impactos na biodiversidade bentônica.
Planctôn	Há um aumento de plâncton a jusante do reservatório.

Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan, 1993.

Variáveis físicas	Alterações
Composição do fitoplâncton	A composição do fitoplâncton é alterada a jusante do reservatório. Em pequenos empreendimentos, existe uma transição de espécies perifíticas para espécies pelégicas. Em grandes empreendimentos, há predominância de espécies lacustres a jusante. A passagem de água através das turbinas pode ter um efeito sobre a composição de espécies. Colônias de fitoplâncton podem ser danificadas como demonstrado por Aranha
Peixes	Represas são uma barreira para a migração de peixes, e as águas e as regiões para a reprodução não são atingidas frequentemente. Os hábitos alimentares alteram-se. A abundância e diversidade de peixes a jusante dos reservatórios, varia bastante e depende de condições específicas. As alterações incluem mortalidade em massa de peixes, devido à liberação de águas anóxicas em descargas de fundo ou efeitos de supersaturação de nitrogênio ou oxigênio a jusante; declínio na pesca a jusante é frequente.

Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan, 1993.

O comportamento ecológico e limnológico dos rios a jusante do reservatório, depende, como foi demonstrado, das características e do funcionamento dos reservatórios a montante. Além disto, a liberação das descargas hipolimnéticas ou epilimnéticas no reservatório tem um papel fundamental na química das águas a jusante. As descargas hipolimnéticas tendem a aumentar as concentrações iônicas ou de nutrientes, principalmente se o reservatório for eutrófico. Estes aumentos são muito maiores em represas com tempo de retenção elevado.

As alterações químicas produzidas nos rios à jusante dos reservatórios tendem a ser mais pronunciadas, com os processos relacionados ao envelhecimento dos reservatórios. Há todo um conjunto de informações que relaciona o ciclo do fósforo com o tempo de retenção em reservatórios. As consequências biológicas dos grandes reservatórios afetando a natureza dos rios a jusante, podem ser extensas e irreversíveis. Se o fluxo hidráulico diminuir muito, extenso crescimento de macrófitas pode ocorrer; mortalidade em massa de peixes a jusante do reservatório pode ser muito comum e causar efeitos deletérios na qualidade da água. Aumento de gases dissolvidos como H₂S, CH₄ ou CO₂ na água pode comprometer o uso para abastecimento público; também podem ser comprometidos outros usos como a navegação e recreação (BARROW, 1983).

A extensão do rio a jusante afetado pelo reservatório varia consideravelmente e depende das vazões liberadas e da posição e altura das descargas. Esta distância depende da posição do reservatório na bacia de drenagem, da geografia da região e dos volumes liberados.

No caso do reservatório da Balbina, na Amazonas, a desoxigenação do rio persistiu por mais de 20 km a jusante. Na Austrália o reservatório EILDON DAM, modificou as condições do rio por 138 km e o reservatório HUME, modificou as condições por 200 km (JØRGENSEN *et al.*, 2005).

O efeito de grandes reservatórios pode se estender até os deltas dos rios, e pode resultar nas perdas de estuários, redução dos habitats das diferentes espécies de peixes, e intrusão de águas salobras nos estuários. Durante períodos de alto fluxo ou dependendo das condições construtivas do reservatório, a água pode ficar saturada com gases atmosféricos e esta saturação atinge um nível que pode ser letal aos peixes. A severidade da mortalidade depende do nível de saturação, da duração da exposição dos peixes (FAST & HULQUIST, 1982)

da temperatura da água e das condições físicas dos peixes. A supersaturação de nitrogênio dissolvido no Rio Columbia, durante descargas muito intensas dos vertedouros causou a mortalidade de salmões jovens que morreram da **doença das bolhas de gás**. Descargas elevadas das turbinas em hidroelétricas resultaram em mortalidade em massa no Saint John River no Canada. Em geral as mortalidades em grande escala, ocorrem a supersaturações de 120% a 150%. Na Represa de Yaciretá (Yaciretá Binacional Argentina e Paraguay), Straskraba & Tundisi, 1994 (resultados não publicados) demonstraram que a mortalidade de toneladas de peixes a jusante da barragem no Rio Paraná era devida à supersaturação da água após a passagem da água pelos vertedouros. A Tabela 12 mostra as alterações produzidas pela descarga epilimnética (Cow Green Reservoir, Rio Tees, United Kingdom) e pela descarga hipolimnética do reservatório Uir -República Tcheca, com tempo de retenção de 100 dias. O fluxo de entrada é apresentado em $\text{mg} \times \text{l}^{-1}$ e o fluxo de descarga é em porcentagem da do fluxo de entrada.

Tabela 12 – Alterações produzidas por diferentes descargas em reservatórios.

Rio Tees		Descarga epilimnética
Carga (fluxo) de	Entrada ($\text{mg} \times \text{l}^{-1}$)	%
Sódio	3.6	72
Potássio	1.01	51
Magnésio	2.03	37
Cálcio	36.3	24
Sulfato	5.2	78
Nitrato	0.13	154
Amônia	0.02	200
Fósforo	0.025	121
	<i>Média</i>	98%

Fonte: Thornton et al., 1996.

Reservatório Uir		Descarga hipolimnética
Carga (fluxo) de	Entrada ($\text{mg} \times \text{l}^{-1}$)	%
Na	6.4	178
K	3.7	168
Mg	1.8	233
La	12.3	162
So ₄	19.4	160
No ₃	5.5	127
NH ₄	0.3	100
P	0.18	78
	<i>Média</i>	171%

Fonte: Thornton et al., 1996.

Todos os processos decorrentes da construção dos reservatórios, nas bacias hidrográficas estimulam, portanto, a importante avaliação do impacto nos rios, e, fundamentalmente monitorar, acompanhar e avaliar as mudanças na limnologia, qualidade da água e biodiversidade destes ecossistemas afetados.

Portanto, em grande parte, o gerenciamento do reservatório e de suas regras operacionais, tem um relevante papel que é o controle e a determinação das vazões ecológicas a jusante

e de que forma as regras operacionais devem ser ajustadas a estas vazões, para obter o máximo de rendimento ecológico, cumprindo-se os usos múltiplos do reservatório, com eficiência.

Vazões Ecológicas a Jusante dos Reservatórios

Os ecossistemas fluviais têm como características ecológicas principais e representativas sua variabilidade temporal e espacial (estacionalidade, heterogeneidade) e sua resiliência. Esta resiliência provém, evidentemente da heterogeneidade espacial, da distribuição das comunidades no espaço e na conservação. Deve-se propor um uso racional de água, com uma visão sistêmica integrando os sistemas artificiais e naturais. Este enfoque ecossistêmico é prioritariamente destinado a conservar ou recuperar um regime adequado de vazões, chamadas de ecológicas, que na verdade é o fundamento para a manutenção dos processos naturais nos rios a jusante. Por que é tão importante este processo? Verifique-se, por exemplo, um país como a Espanha em que um grande número de reservatórios de pequeno e médio porte foram construídos (mais de 700) ocupando quase todos os rios do país. Para manter funcionando o regime hídrico, limnológico e hidrobiológico dos rios um grande aporte de teorias e propostas foi realizado com a finalidade de manter os processos básicos dos rios funcionando.

Três diferentes abordagens foram utilizadas para estudar as vazões ecológicas dos rios (PALAU & ALCAZAR, 2000). **A primeira abordagem** é a hidrológica (métodos e séries históricas de descarga); **a segunda abordagem é a hidráulica** (metodologia de determinar vazões históricas e flutuações de nível); e **a terceira abordagem é a hidrobiológica** (métodos de simulação de habitats). As técnicas hidrobiológicas, são aceitas atualmente com muita aderência de especialistas e gestores. Estas são baseadas em técnicas de simulação que descrevem os habitats dos rios, e a ocupação do espaço pelas comunidades. As principais variáveis são: distribuição, tipo e composição do sedimento e organização do fundo; profundidade do rio e velocidade da água; qualidade da água; disponibilidade de alimento; diversidade em espécies dos rios (peixes e macroinvertebrados, principalmente). Sob estas abordagens e simulações, o fluxo dos rios e suas variações dependem dos fatores físicos e bióticos do habitat. As séries históricas do fluxo e a flutuação qualitativa e quantitativa dos habitats, e das comunidades são o eixo principal que prevê as vazões.

A manutenção de um fluxo hidráulico, mínimo, ambiental (FLUHMA) que é denominada de Fluxo Básico, consiste em um conjunto de processos teóricos, informações de séries históricas e propostas alternativas que consideram todos os dados disponíveis para manter o nível de funcionalidade biológica, para a preservação dos processos naturais, e para a manutenção dos usos múltiplos da água dos rios a jusante. Portanto, a chave do problema é estabelecer qual é a correta função, biológica a ser preservada (ou as funções biológicas).

Há ainda outro componente funcional proposto por Tundisi *et al.*, 2015b quando se discutiu a manutenção de vazões mínimas no reservatório principal da UHE Belo Monte no Rio Xingu. Neste caso se introduz o componente de conectividade dos tributários como rio principal. Estes tributários funcionam como capacitores de biomassa para os rios, e, portanto a manutenção de conectividade através das vazões ecológicas do rio principal é de fundamental importância para a conservação da biodiversidade e da funcionalidade ecológica e biológica do rio.

A Figura 11 descreve as principais inter-relações entre os componentes hidráulicos, hidrológicos de fluxo e biológicos úteis para a utilização dos conceitos hidrobiológicos no cálculo das vazões ecológicas a jusante dos reservatórios.

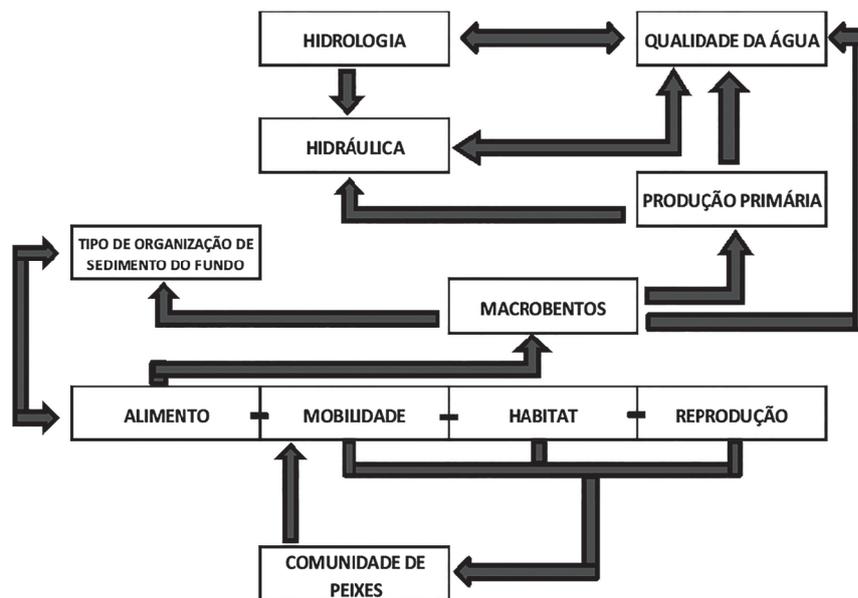


Figura 11 – Principais interações fundamentais entre componentes do reservatório extremamente importante para compreender o impacto e a gestão das vazões ecológicas. Fonte: Palau *et al.*, 2000; Palau, 1994, 2003.

Neste caso a única variável independente é o fluxo de água do rio. Este fluxo determina segundo a metodologia hidrobiológica, os fatores físicos e bióticos do habitat. Fluxo para cada rio caracteriza o mecanismo de funcionamento principal e deve ser considerado para cada caso e para cada funcionalidade biológica.

A nível hidrológico – Requer-se séries contínuas, históricas de vazões médias no mínimo dos últimos 10 anos, com medidas diárias, acopladas a determinações de precipitação e drenagem. Na maioria dos casos, e, no Brasil nas grandes bacias hidrográficas, estes dados estão disponíveis nas estações hidráulicas e hidrometeorológicas existentes.

A nível hidráulico – Refere-se à aplicação de um modelo de simulação hidráulica, de secções transversais do rio, que permita avaliar as consequências das mudanças do cardal hidráulico e suas consequências.

A nível físico-químico – Refere-se uma caracterização da qualidade da água, antes da implementação do empreendimento, uma das principais mudanças esperadas e um acompanhamento de qualidade da água após o enchimento da represa.

A nível hidrobiológico (Limnológico) – Refere-se à identificação do componente biótico e abiótico, os níveis hidráulicos que definirão a necessidade de conservação, e as condições do cardal de adequação para a qualidade da água, para a heterogeneidade espacial, e para a comunidade biótica, especialmente os peixes. Deve-se ainda considerar como fundamental a determinação do nível e grande conectividade entre o rio principal e os tributários. A manutenção desta conectividade é fundamental para o funcionamento biológico do conjunto após o enchimento.

A base teórica – Trata-se de considerar uma vazão base, com médias históricas de 10 anos; uma vazão de acondicionamento onde se manterão as comunidades bióticas, especialmente a dos peixes, um fator de variabilidade temporal organizado **na vazão básica, vazão de acondicionamento**, com ajustes de atenuação se necessário. A vazão de manutenção é aquela que deve prevalecer como mínimo para manter a funcionalidade biológica do rio. A **vazão de**

geração dos mínimos e máximos hidráulicos é aquela representada pelo reservatório e suas necessidades básicas. A **vazão máxima** se estabelecerá em relação ao funcionamento do reservatório desde as vazões vertidas para o controle do volume e as vazões da descarga para suprir as necessidades habituais, como, hidroeletricidade, irrigação, abastecimento público ou navegação e recreação.

O gerenciamento das vazões ecológicas requer ainda modelagens econômicas para estimar o custo da manutenção das vazões, vis a vis o uso múltiplo dos reservatórios e a manutenção de suas atividades principais.

Usos Múltiplos das Bacias Hidrográficas, e dos Reservatórios e as Consequências Ecológicas e Limnológicas

Os reservatórios impactam as bacias hidrográficas de várias formas, dimensões e com efeitos temporais e estacionais. Os reservatórios podem ser construídos isoladamente em uma bacia hidrográfica, em tributários ou no próprio rio principal (“dam reservoirs”).

Em canais paralelos aos rios com água bombeada, constroem-se represas principalmente para cultivo de peixes e irrigação. Os grandes reservatórios construídos nos rios principais ou nos tributários são empreendimentos de grande porte com muitos usos múltiplos tais como hidroelétricas, navegação, irrigação e recreação. Portanto os vários tipos e usos múltiplos de represas são aqueles apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Funções de reservatórios: usos múltiplos.

• Proteção e regulação de fluxo.
• Reserva de água.
• Hidroeletricidade. Produção de Energia.
• Reserva de água para abastecimento.
• Aquicultura
• Pesca.
• Represas para bombeamento reverso (“pumped storage”).
• Irrigação.
• Navegação e Hidrovias
• Recreação.
• Reserva de águas contaminadas e rejeitos da mineração.
• Receptores de águas residuárias (Esgotos e efluentes industriais)
• Turismo.
• Conservação da biodiversidade e reserva de água
• Indústria; Água para resfriamento industrial.
• Controle de enchentes
• Purificadores de Águas
• Indústria: Recepção de água contaminadas da Indústria.
• Uso estético – paisagismo
• Esportes aquáticos.

Os reservatórios em cascata colocados em um rio como no caso do Rio Tietê em São Paulo, ou como no caso da Espanha, onde há múltiplas cascatas de reservatórios, tem a finalidade de maximizar o aproveitamento hidroelétrico; estudos detalhados limnológicos em reservatórios, em cascata foram desenvolvidos no Brasil (TUNDISI, 1986A; TUNDISI *et al.*, 1990, 1991, 1995) nos Estados Unidos (KENNEDY *et al.*, 1985) e na República Tcheca (HRBACEK *et al.*, 1961; HRBACEK, 1966; HRBACEK & STRASKRABA, 1973, STRASKRABA, 1990, 1999) e na Espanha (MARGALEF *et al.* 1976).

Do ponto de vista da qualidade da água, reservatórios nas bacias hidrográficas em cascata, favorecem melhor qualidade da água. Há, por exemplo, regulação da descarga de fósforo de acordo com o tempo de retenção de cada reservatório.

Multi-sistemas de reservatórios, construídos em várias bacias hidrográficas, tem finalidade de principalmente para abastecimento da água. É o caso dos reservatórios de abastecimento para água potável da Região Metropolitana de São Paulo com necessidades especiais de gerenciamento específico e grandes problemas de gestão integrada em meio à vasta e complexa urbanização. Por fim, há os sistemas de bombeamento reverso (“pumped storage”) que são utilizados em alguns países com a finalidade de promover uso eficiente da hidroeletricidade em represas localizadas em diferentes altitudes.

Nos reservatórios dos Pirineus, utilizados para hidroeletricidade, água que produzir hidroeletricidade durante o dia retorna à noite, bombeada por energia nuclear, provendo a reservatório com o mesmo volume de água do dia anterior e recuperando a força hidráulica e a geração de hidroenergia. Margalef (Comunicação pessoal, 1998) descreve como ocorrem influências na temperatura e na organização das comunidades planctônicas dos dois reservatórios, com a intrusão de massas de água mais quentes e mais frias e organizações operacionais/ temporais verticais e características para estes sistemas.

Finalmente há a utilização dos reservatórios para recreação o que tem aumentando em todo o mundo e especialmente no Brasil. Neste caso a recreação pode ser um problema sério de saúde pública resultando do contato direto da população com água contaminada com matéria orgânica e inorgânica. A recreação em algumas represas do Brasil como a Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo, está diretamente utilizando praias de um reservatório de suprimento de água potável o que aumenta custos de tratamento e riscos de doenças de veiculação hídrica. Controle e monitoramento da qualidade da água, vigilância sanitária permanente e consistente são algumas das medidas práticas mais comuns associadas a manejo integral das bacias hidrográficas e reservatórios (ver cap. 12), utilizados intensivamente para a recreação. Evidentemente nos usos múltiplos dos reservatórios há conflitos. Usos conflitantes podem ocorrer nas seguintes situações:

- Produção de hidroeletricidade - Abastecimento de água para a poluição.
- Abastecimento de água para a população - Recreação.
- Irrigação Agrícola - Suprimento de água para indústria.
- Resfriamento térmico - Recreação.

Os usos múltiplos introduzidos nos reservatórios são extremamente importantes e relevantes para as economias regionais e locais. Estimulam o turismo e a recreação, promovem a pesca e a aquacultura, produzem eletricidade e irrigação (BARROW, 1980). No caso de reservatórios em cascata como no Rio Tietê no Estado de São Paulo, a construção de uma hidrovía de aproximadamente 900km estimulou a economia de 286 municípios pois foram construídos terminais, portos e armazéns, o turismo foi estimulado, ampliou-se a irrigação e o transporte

hidroviário gerando empregos e benefícios. Nesses municípios o produto interno bruto (PIB) aumentou 80% em 10 anos (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2020). Um importante uso dos reservatórios está sendo a aquicultura especialmente em técnicas de tanques rede. Um trabalho fundamental nesta área foi realizado através de um convenio entre a Secretaria Especial de Agricultura e Pesca da Presidência da Republica e a Secretaria de Estado de Ciência Tecnologia e Ensino Superior de Minas Gerais tendo por objetivos identificar áreas propicias à instalação de Parques Aquícolas nas Represas de Furnas e Três Marias. Foram delimitados 16 parques Aquícolas no reservatório de Furnas e 5 Parques Aquícolas no reservatório de Três Marias, totalizando uma produção anual de 135.144 toneladas de pescado por ano. A seleção das áreas foi feita após caracterização dos reservatórios por estudos aprofundados de Limnologia, Hidrodinamica, Batimetria e Hidrologia alem de estudos para verificar áreas restritivas como áreas de segurança, rotas de navegação, áreas de baixa profundidade e outras características (<http://ecologia.icb.ufmg.br/ffrpcoelho/ParquesAquícolas/website /index/.htm>)

Modulo II

A Dinâmica Ecológica dos Reservatórios

Capítulo 1

Considerações Gerais

Há dois processos fundamentais em reservatórios e que definem prioritariamente o seu funcionamento ecológico, limnológico e a qualidade da água: o **processo temporal** e o **processo espacial**. O cruzamento dos eixos espacial/temporal depende do objetivo e do uso do reservatório, da localização na bacia hidrográfica, da morfometria e das relações do reservatório com as bacias hidrográficas. As flutuações temporais /espaciais é que definem as características fundamentais do reservatório desde o início e o final da fase de enchimento e o prosseguimento dos usos múltiplos que insere complexidades no processo de funcionamento no tempo e espaço. A própria consolidação do reservatório como ecossistema e a frequência e magnitude dos pulsos naturais ou artificiais definem estes dois eixos fundamentais. Isto introduz complexidades na avaliação do reservatório como ecossistema bem como impacta o gerenciamento que tem que se adaptar a estas estruturas espaço temporal da melhor forma para otimizar usos múltiplos, economizar água, conservar biodiversidade e controlar fenômenos como a eutrofização e o fluxo a jusante, Tabela 14.

Tabela 14 – Categorias em dimensões de reservatórios profundos baseados no tempo da retenção.

Categoria	Tempo de retenção	Estratificação
Com tempo de retenção muito baixo	RT < 14 dias	Sem estratificação
Com baixo tempo de retenção	15 < RT < 1 ano	Aumenta com RT
Com longo tempo de retenção	RT > 1 ano	Estratificado dependendo da geografia local

Fonte: Straskraba, Tundisi & Duncan 1993.

Box 2 – detalha os principais mecanismos de controle e regulação nos reservatórios.

O controle e a regulação de processos são fundamentais nos ecossistemas aquáticos. Nos reservatórios este controle está relacionado com as regras de operação, e com a colonização progressiva à medida que o reservatório se estabiliza após a fase de enchimento. Sistemas de controle a partir de múltiplos parâmetros inter-relacionados são variáveis. Certos processos hierárquicos preponderam no funcionamento dos reservatórios, por exemplo: o tempo de retenção e os processos operacionais que controlam a eutrofização e a expansão da biota e da biodiversidade.

Outro processo de controle do reservatório é a fase de enchimento que regula a organização da biota e a sucessão no reservatório. Uma contínua reorganização do sistema representa a resposta homeostática à alta variabilidade de fatores. A sucessão ecológica nos reservatórios é causa e consequência desta organização.

Fonte: Tundisi & Straskraba, 1999.

Capítulo 2

Principais Características Espaciais e Temporais

Uma característica típica de reservatórios profundos, com profundidades entre 50 metros e 100 metros é a diferenciação longitudinal em sua organização física, química e biológica. As principais causas são as mudanças no fluxo da água, e mistura vertical. Consideráveis diferenças de qualidade da água, da composição e estrutura das comunidades ocorrem neste eixo longitudinal. Quatro principais regiões de um reservatório podem ser distinguidas:

- A região de intrusão do tributário ou tributários.
- A região de transição.
- A região aproximadamente igual à região lacustre.
- Bacias e enseadas em caso de reservatórios muito dendríticos.

Muitos tributários como é o caso do reservatório de Barra Bonita no médio Tietê, apresentam inúmeras complexidades e heterogeneidade espaciais localizadas e com isto a diferenciação longitudinal fica menos característica. Por outro lado favorece a heterogeneidade espacial e o aumento de biodiversidade de plâncton, bentos e da fauna íctica (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2005).

Armengol *et al.*, (1999) apresentaram o processo de diferenciação longitudinal no reservatório de SAU (Nordeste da Espanha). O reservatório de SAU tem 18,225 km de comprimento, uma largura máxima de 1,3 km e o rio principal que o abastece é o Rio TER de 200 km, cujas nascentes estão nos Pirineus. A hidrodinâmica do reservatório pode se explicada pelo padrão de circulação do reservatório e pela intrusão de águas do Rio TER; a intrusão de águas do Rio TER que é poluído, com altas concentrações de nutrientes e matéria orgânica, possibilita a formação de um gradiente bem definido de composição química da água ao longo do reservatório. A interação da hidrodinâmica do reservatório e da intrusão do rio, explica a formação de um gradiente heterotrófico – autotrófico, que suporta comunidades microbianas, fitoplânctônicas e zooplânctônicas organizadas como uma rede alimentar espacialmente segregada. Devido a estes processos principalmente devido à atividade biológica, o reservatório atua, até certo ponto como um sistema eficiente de tratamento e modifica as características poluídas da água de intrusão do rio, melhorando a qualidade da água na descarga a jusante.

O reservatório é monomítico quente, com uma circulação anual. O reservatório é eutrófico, devido à qualidade da água de intrusão do rio, como já apresentado. A área de intrusão do rio no reservatório (“plunge point”) na visão clássica de Kimmel & Groeger (1984) é a fronteira entre as zonas lótica e lacustre do reservatório. Isto significa que a água de intrusão se mistura com as águas do epilimnio do reservatório, e existe uma troca de materiais entre as duas massas de água. A introdução destas águas do rio no epilimnio é um dos principais meios pelas quais a água do rio mantém os processos longitudinais nos reservatórios.

Devido à localização do reservatório em um vale profundo à sua morfologia e morfometria e abrigo do vento, a intrusão do rio no reservatório é mantida na maior parte do mesmo. Perfis de temperatura, oxigênio e condutividade tem um importante papel na caracterização da estabilidade do reservatório ao longo do gradiente longitudinal. Os gradientes determinados na dinâmica espacial promoveram tendências similares na composição da comunidade planctônica (SIMEK *et al.*, 1999). Neste reservatório, há evidentemente uma combinação de fatores morfológicos, climatológicos, e estado trófico que mostra claramente padrões de diferenciação longitudinal. Reservatórios do mesmo tipo com morfometria, climatologia próximas tem similarmente gradientes longitudinais. Por exemplo, o reservatório de FURNAS no Rio Grande apresenta o mesmo padrão de diferenciação e organização espacial longitudinal. Estes reservatórios e outros nesta categoria podem funcionar como sugere Margalef *et al.*, (1976) como um quimiostato, uma vez que há gradientes de concentrações de muitos compostos químicos e elementos.

Na diferenciação longitudinal, portanto o influxo no reservatório é fundamental para impulsionar a intrusão de nutrientes e enriquecer o epilímnio. Em reservatórios em que o influxo se desloca para o fundo do reservatório a circulação intermediária gerada por ondas internas (interfluxo) tem um papel importante no enriquecimento das massas de água na zona eufótica (Figura 12). A intrusão de águas dos tributários no reservatório, pode portanto produzir gradientes espaciais verticais e longitudinais que transportam nutrientes, organismos material em suspensão e aumentam a heterogeneidade espacial, adicionando complexidades ao processo e introduzindo novas necessidades de amostragens e observações mais frequentes para detectar estes processos e melhorar a compreensão do ecossistema. Ao mesmo tempo acrescentam novas perspectivas e possibilidades para o gerenciamento (IMBERGER & PATTERSON, 1991). **É de interesse ecológico e hidrodinamico também observar e mensurar o “plunge point” ou seja o ponto de intrusão das massa de água no reservatório.**

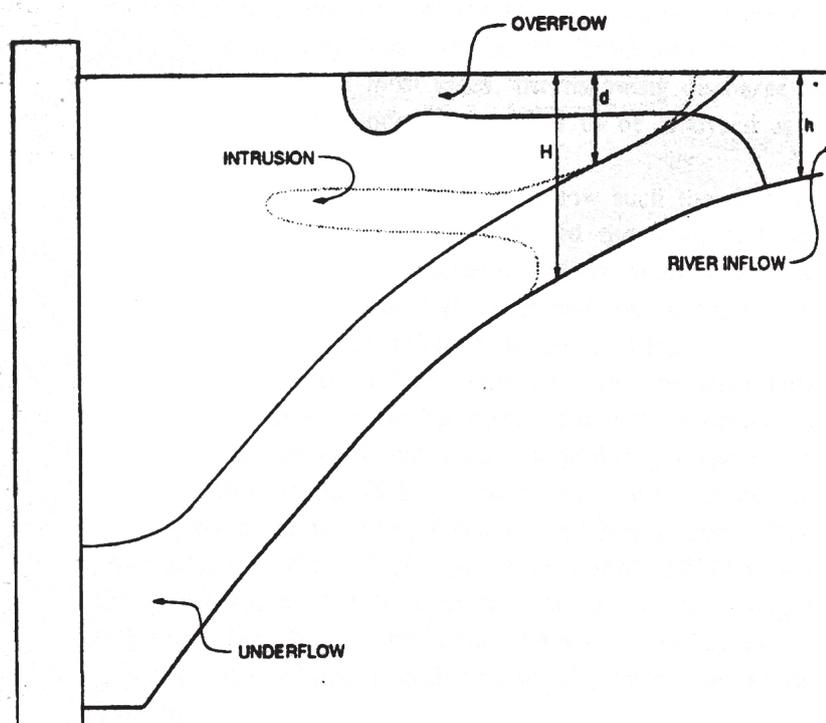


Figura 12 – Mecanismos de intrusão de águas de tributários nos reservatórios (IMBERGER & PATTERSON, 1991).

A região de transição é onde a água do rio ou dos tributários intrude na água mais estável e estagnada do reservatório. É caracterizada por diferenças muito grandes no perfil vertical e nos fluxos. A determinação das fronteiras entre as camadas de intrusão mais profundas pode ser caracterizada por diferenças em transparência e condutividade. O influxo pode também atingir somente as camadas superiores da massa de água, sendo a intrusão de superfície. Nesta figura ficam evidentes as zonas longitudinais dos reservatórios, e as alterações na extensão destas zonas e padrões de mistura para diferentes valores do tempo de retenção. Este gradiente longitudinal ocorre nos compartimentos, promovendo diferenças horizontais.

Portanto, as características morfométricas, fisiográficas dos reservatórios tem um papel importante nos processos físicos, químicos e biológicos destes ecossistemas (ARCIFA *et al.*, 1981).

Em conjunto com a situação geográfica e localização que estabelece os padrões climatológicos e hidrológicos, volume, profundidade máxima, profundidade média, morfometria, o funcionamento limnológico é impulsionado e dirigido por estes fatores (BLOSS & HARLEMAN, 1980).

Concentrações máximas de sedimentos em suspensão, nutrientes, fitoplâncton, ocorrem na zona de transição. Também é onde ocorre a maior sedimentação. A retenção de sedimentos nas represas é alta, e esta sedimentação pode limitar seu tempo de uso. Está diretamente relacionada com os usos e ocupação de solo nas bacias hidrográficas.

A zona lacustre nos reservatórios é mais estável; a estratificação vertical é muito característica. A ação do vento, força e direção pode alterar esta estratificação e promover intensa circulação vertical (TUNDISI *et al.*, 1981). (SIMIONATO, 1986). A Figura 13 detalha estas características.

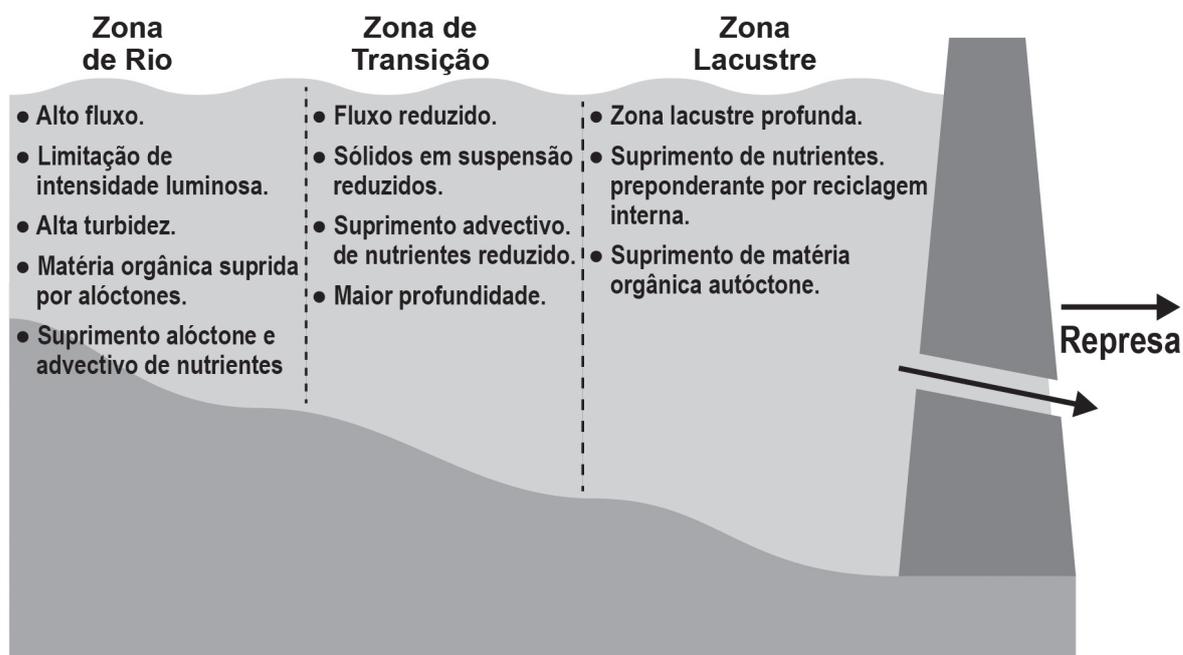


Figura 13 – A diferenciação longitudinal dos reservatórios.

Flutuações de Nível nos Reservatórios

As flutuações de nível dos reservatórios variam muito mais significativamente do que em lagos. Estão relacionados com os fenômenos climatológicos, especialmente precipitação e evaporação, e com os usos múltiplos e regras de operação. As flutuações de nível são extremas durante períodos de seca intensa; neste caso, grandes extensões de sedimento são expostas com decomposição permanente de matéria orgânica submetida a altas temperaturas. Por ocasião das enchentes estas áreas contribuem decisivamente com um aumento intensivo de nutrientes para a água nos reservatórios, o fitoplâncton é o mais importante produtor de matéria orgânica e há alterações na cadeia (rede) alimentar devido à ausência ou quase ausência de macrófitas aquáticas. A produção pesqueira pode ficar reduzida quando ocorre flutuação elevada de nível.

Capítulo 3

O Período de Enchimento dos Reservatórios

A fase de enchimento dos reservatórios é uma operação crítica e muito importante, porque estabelece muitas bases limnológicas para o futuro funcionamento do ecossistema artificial. Evidentemente há uma transformação extensa do ecossistema rio para o ecossistema reservatório. De um modo geral a qualidade da água deteriora-se muito rapidamente durante a fase de enchimento. Uma característica comum é a anoxia (ausência de oxigênio dissolvido na água) nas camadas mais profundas do reservatório. Quando ocorre aumento de nutrientes e carga de matéria orgânica da bacia inundada e dos tributários contribuintes, as condições anóxicas podem até mesmo ocupar toda a coluna da água. As condições durante a fase de enchimento do reservatório são bastante instáveis. Durante a fase de enchimento dos reservatórios duas causas primárias podem ser consideradas: a) externa, física e química; b) interna, biológica.

As causas externas devem-se a alta concentração de matéria orgânica e nutrientes resultantes das alterações produzidas na bacia hidrográfica pela construção do reservatório: estradas, desmatamento, extração de solos para construção da represa, remoção de rochas. A remoção da vegetação da futura área de inundação é fundamental, mas há questões logísticas e econômicas relacionadas com esta remoção (PLOSKEY, 1985, TUNDISI & STRASKRABA, 1999).

Para grandes reservatórios que inundam de 2000 a 3000 km² da área florestada, é extremamente difícil à remoção completa da vegetação. A importância das árvores remanescentes depende da morfologia e morfometria do reservatório. A presença de troncos de vegetação inundada em reservatórios da Amazônia desencadeou o desenvolvimento de novas redes alimentares no reservatório de Tucuruí (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013 a). Há um aumento da matéria orgânica disponível em torno destas árvores, devido ao crescimento de bactérias, algas, e macroinvertebrados.

As causas internas estão fundamentalmente relacionadas com a reconstrução e reorganização das associações biológicas, das comunidades, e da biodiversidade da fase rio para a fase de reservatório. Durante o período de enchimento há uma situação caótica, referente ao desenvolvimento e reprodução de espécies de fitoplâncton, zooplâncton e bentos. A razão é a de que há diferentes taxas de reprodução dos vários organismos. De um modo geral fitoplâncton cresce rapidamente nesta fase de enchimento dos reservatórios, porque, o zooplâncton não atinge densidades populacionais muito elevadas para funcionar como fator controlador. Mudanças na estrutura da rede alimentar ocorram permanentemente durante a fase de enchimento dos reservatórios, até a estabilização. A colonização dos reservatórios é uma fase posterior ao enchimento e já com mais estabilidade, discutida em outro capítulo deste volume.

A duração da fase de enchimento é outro fator importante no funcionamento do futuro reservatório. A fase de estabilização posterior pode levar de alguns meses a anos como no caso de alguns reservatórios da Amazônia. As estratégias para o tempo de enchimento estão relacionadas com o período de precipitação na bacia hidrográfica, com a necessidade de remoção de ribeirinhos e tempo para esta remoção e com a premência do tempo necessário para a produção de energia elétrica no caso de represas de hidroelétricas.

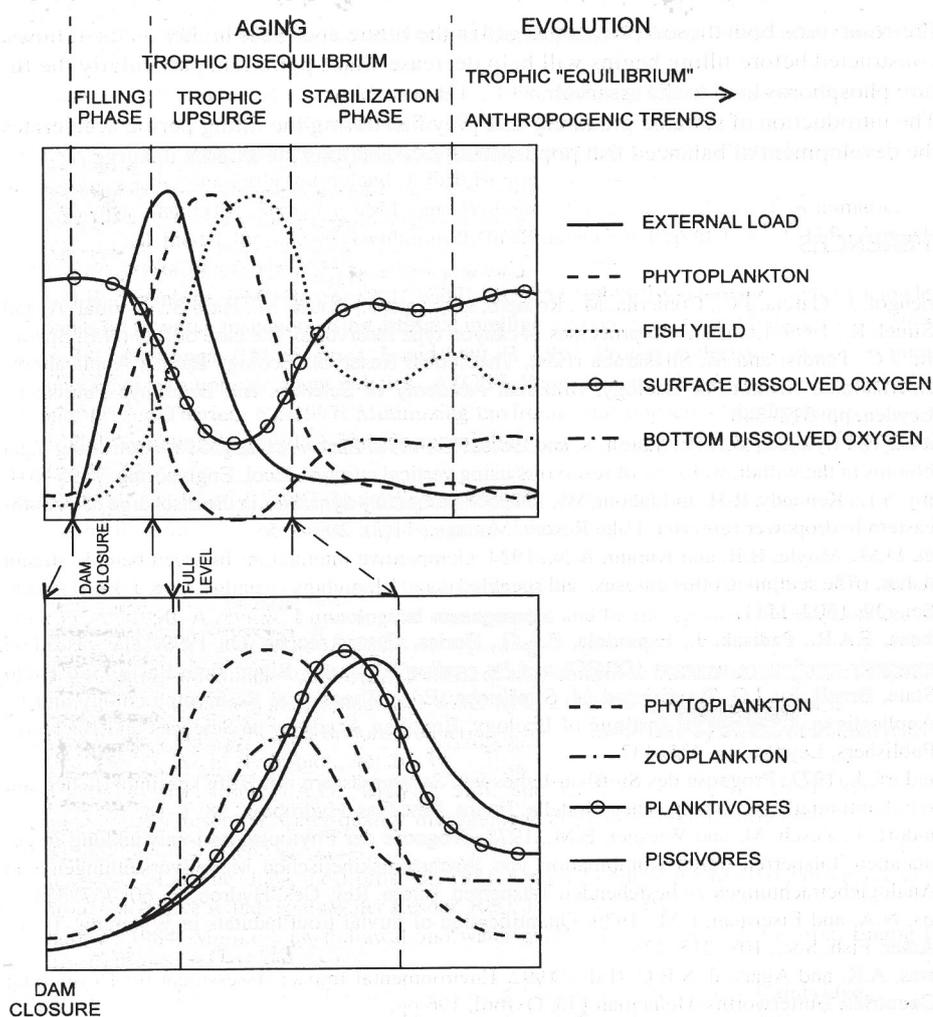


Figura 14 – Principais eventos relacionados com a fase de enchimento de reservatórios. Modificado de Jørgensen *et al.*, 2005. Evolução do reservatório, carga externa, desequilíbrio trófico, alterações e evolução da comunidade biológica, são eventos fundamentais.

Processo de Envelhecimento após os Primeiros Anos do Enchimento do Reservatório

Na parte superior da figura podem-se observar as curvas de desenvolvimento da biomassa, abundância e concentrações de componentes individuais, conforme observado no reservatório de Klicava, República Tcheca. Durante esse período nesse reservatório peixe dominante é a perca. Na Represa de Samuel na região amazonica o peixe predominante foi o tucunaré *Cichla ocellaris*. As três fases mais importantes são a de **enchimento, estabilização e**

fase estável. A duração de cada fase depende do influxo de água, do volume do reservatório, da morfometria, das descargas a jusante ainda na fase de enchimento e da altura das descargas na barragem.

A Tabela 15 descreve os eventos relacionados com a fase de enchimento dos reservatórios. Esta Tabela completa a informação apresentada na Figura 14

Tabela 15 – Descrição dos principais eventos relacionados com a fase de enchimento dos reservatórios.

PROBLEMA	CAUSA
Aumento da concentração da matéria orgânica particulada e dissolvida	Liberação de matéria orgânica solo, decomposição da vegetação inundada.
Aumento da cor	Cor indica aumento da matéria orgânica recalcitrante; mudanças de cor ocorrem ao longo do enchimento.
Baixas concentrações de oxigênio dissolvido no hipólímnio	O oxigênio é consumido durante a decomposição da matéria orgânica da bacia inundada. Matéria orgânica particulada dos tributários também contribui.
Altas concentrações de nutrientes	Nutrientes são liberados durante enchimentos a partir do solo inundado.
Crescimento excessivo de plantas aquáticas	Nos trópicos, especialmente este é um problema recorrente.
Aumento da produção fitoplanctônica	Crescimento rápido e alta produtividade do fitoplâncton em função do aumento da concentração de nutrientes e ausência da produção.
Aumento da produção pesqueira	Algumas espécies de peixes se reproduzem rapidamente devido à maior oferta de alimento nesta fase de enchimento. A estabilização da população de peixes e das redes alimentares é posterior. (Ver cap. 7.1)
Aumento de manganês e ferro; remobilização de mercúrio, emissões de dióxido de carbono e metano.	Alterações da química da água do enchimento. Para emissões dos gases de efeito estufa (ver cap. 17).

Fonte: Tundisi & Straskraba, 1999a.

O futuro funcionamento limnológico do reservatório, depende, portanto dos seguintes fatores:

- Fase de enchimento;
- Sistema operacional programado;
- Influências externas a partir da bacia hidrográfica (influxo de nutrientes, sedimentos, drenagem, climatologia, hidrologia).

As Figuras 15 e 16 mostram as flutuações de temperatura da água e do oxigênio dissolvido durante a fase de enchimento do reservatório de Samuel, Amazônia (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1991).

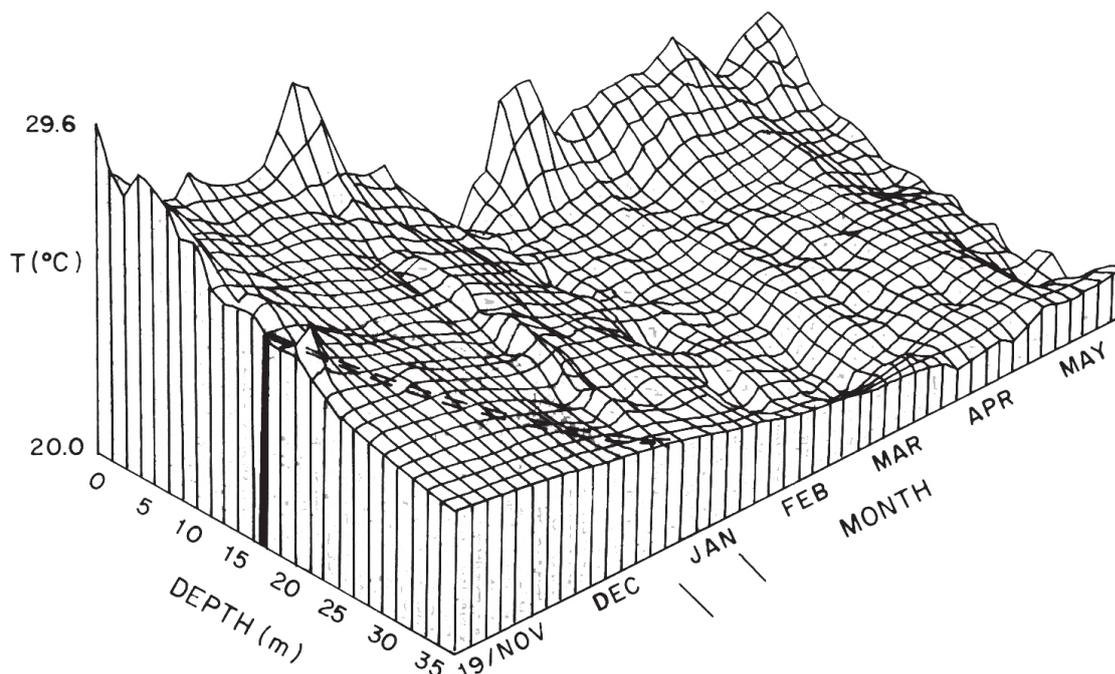


Figura 15 – Estrutura térmica da Represa de Samuel (Rondonia) na fase de enchimento. Observar estratificação térmica. Fonte: Matsumura-Tundisi *et al.*, 1991.

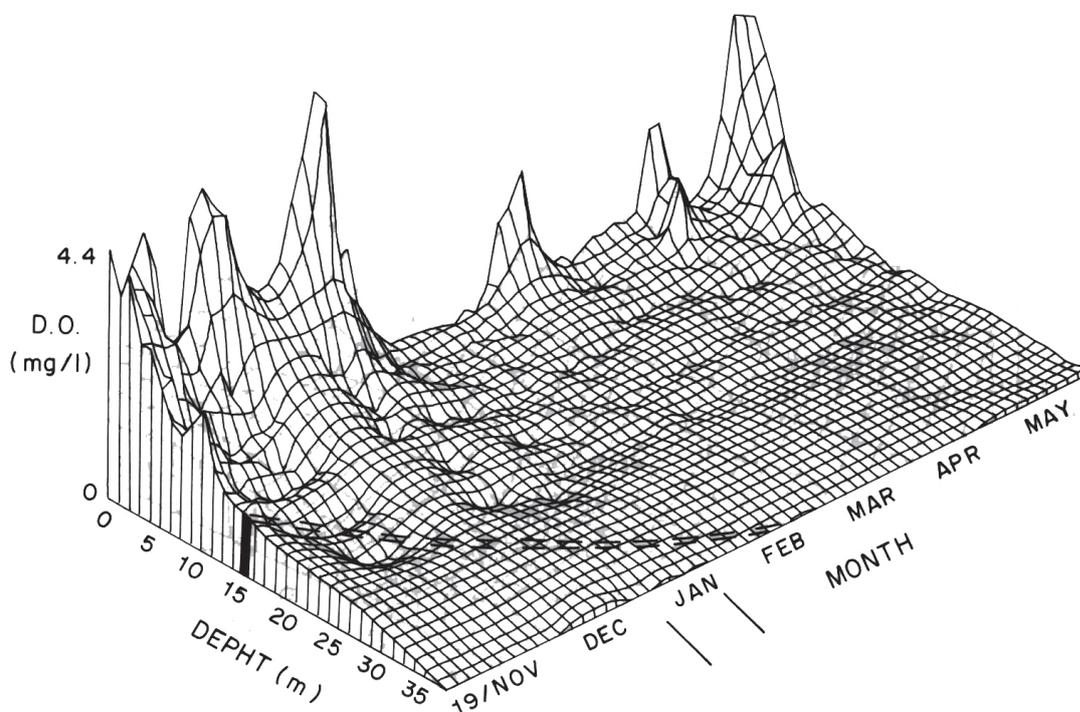


Figura 16 – Distribuição vertical de oxigênio dissolvido na fase de enchimento do reservatório de Samuel (Rondônia). Observar anoxia no hipolímnio. Fonte: Matsumura-Tundisi *et al.*, 1991.

A Figura 17 mostra o enchimento da Represa de Samuel(a) e a evolução da comunidade zooplânctonica durante a fase de enchimento. (b).

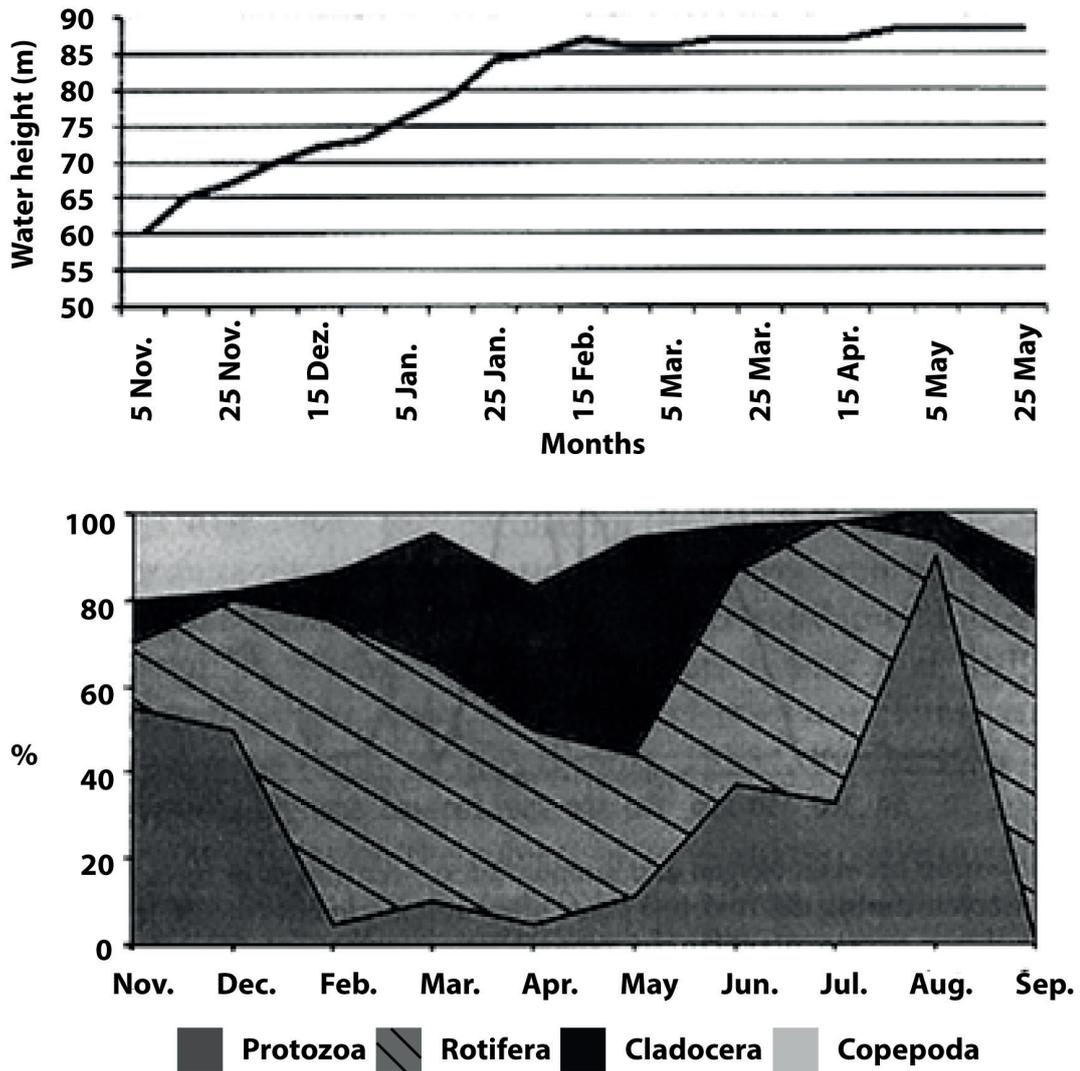


Figura 17 – Variação estacional do zooplâncton durante a fase de enchimento na represa de Samuel. a) altura do nível da água ; b) porcentagem dos diferentes grupos zooplânctônicos. Fonte: Falotico, 1993.

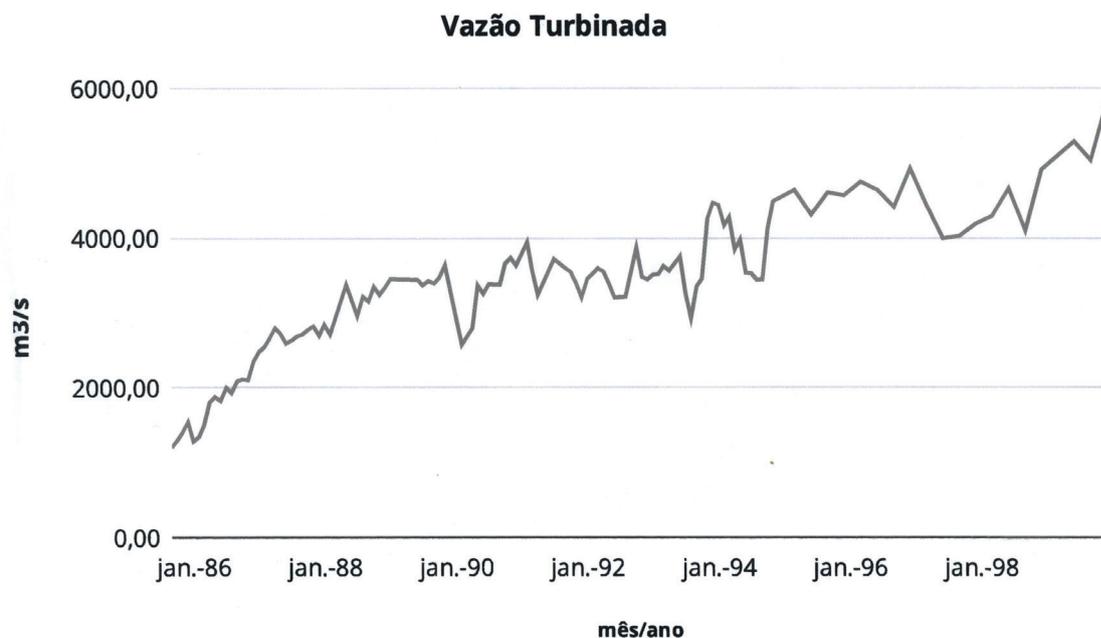


Figura 18 – Evolução da vazão turbinada durante a fase de enchimento da Represa de Tucuruí, Rio Tocantins, Amazonas. Fonte: Miyai, 2003.

As diferenças nas vazões turbinadas e nos fluxos a jusante afetam o ecossistema de rio a jusante e também as comunidades biológicas e as populações ribeirinhas que vivem nessas regiões (PETTS, 1988).

Para os diferentes reservatórios a fase de enchimento tem características próprias. E depois desta fase há um processo de estabilização do reservatório que começa a funcionar com uma dinâmica própria e peculiar a cada ecossistema. Miyai (2003), considera que ao longo de 15 anos de formação do reservatório de Tucuruí, que inundou vastas áreas com vegetação e incorporou grande quantidade de nutrientes devido à degradação, a capacidade com que este novo ecossistema, atingiu níveis de equilíbrio dinâmico, é provavelmente devida ao reduzido tempo de retenção, hidráulico, além do grande volume de vazão afluente ao reservatório.

Portanto a estabilização de cada reservatório após o período de enchimento depende de fatores regionais, locais, e da própria configuração e características do reservatório, como morfometria, tempo de retenção, hidrologia regional, condições hidráulicas, remoção da vegetação na área de inundação, vazão afluente. estas condições estabelecem o funcionamento dinâmico, futuro do reservatório.

Capítulo 4

Circulação e Processos Verticais

Da mesma forma que nos lagos, a estratificação térmica em represas, é determinada principalmente pela localização geográfica do reservatório e a morfometria. É evidente que a climatologia regional que depende da localização geográfica é de extrema importância. Devido às regras operacionais dos reservatórios com as descargas a jusante, muitas delas realizadas em diferentes profundidades, as condições de estratificação térmica e estrutura vertical dos reservatórios são muito variáveis, e também dependem do tempo de retenção. Represas com baixo tempo de retenção podem apresentar fluxos elevados de descargas o que interfere na circulação tornando-a mais homogênea. Devido às variáveis inter-anuais e intra-anuais, nas condições climatológicas, os reservatórios podem ser fortemente estratificados em um determinado período do ano e pouco estratificados e com circulação vertical continua durante outros períodos. Por exemplo, na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) em Itirapina, São Paulo à profundidade de 12 metros, próximo à barragem ocorre estratificação térmica e física (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013b) durante parte do ano.

Entretanto, neste mesmo reservatório nas profundidades de 3 a 6 metros localizados no centro do reservatório e a montante há estratificação e circulação temporárias devido ao efeito permanente do vento, na circulação vertical e aquecimento térmico de superfície. Como muitos outros reservatórios no Brasil este é um reservatório polimítico. O efeito do vento é significativo na estrutura vertical dos reservatórios e seus efeitos podem ser ocasionais ou permanentes (TUNDISI *et al.* 2002c).

A estrutura vertical dos reservatórios e especialmente a camada superficial (“surface layer”), tem um importante papel na organização vertical destes ecossistemas. A dinâmica desta camada de superfície que varia de alguns centímetros a metros depende da temperatura do ar, da energia do vento que produz a mistura vertical, e da densidade das massas de água desta superfície. Como explicado por Imberger & Patterson (1991), é difícil caracterizar esta camada superficial em termos de perfil térmico somente. É mais adequado defini-la como a camada de água diretamente energizada pelos fluxos de superfície. Dados mostram que a temperatura e a densidade raramente são uniformes nesta camada superficial, especialmente quando ocorre aquecimento térmico, ou quando cessa o efeito da força do vento. Os fluxos de superfície causam turbulência na camada superficial, e nas camadas mais profundas também,. Esta camada superficial energizada também energiza a coluna de água causando turbulências em pequena ou larga escala vertical (centímetros ou metros). A interface ar- água ou melhor a interface atmosfera/ superfície da água tem também uma interação importante devido aos processos de aquecimento térmico energia superfície da água-atmosfera. Imberger & Hamblin, 1982 introduziram o numero de Wedderburn que formaliza o critério de estabilidade e turbulência ao nível desta camada de superfície. Esta formula é:

$$W = \frac{g \cdot h^2}{u^2 \cdot L}$$

onde g é a aceleração modificada devido à gravidade na base da camada de superfície, h é a espessura da camada de superfície, u é a velocidade de fricção devido ao estresse causado pelo vento, e L é o comprimento da superfície.

A Figura 19 retirada de Imberger & Patterson (1991) apresenta a microestrutura térmica do reservatório Wellington (Austrália) e mostra como o fluxo turbulento na superfície pode corroer a termoclina ampliando a zona de mistura do reservatório no perfil vertical.

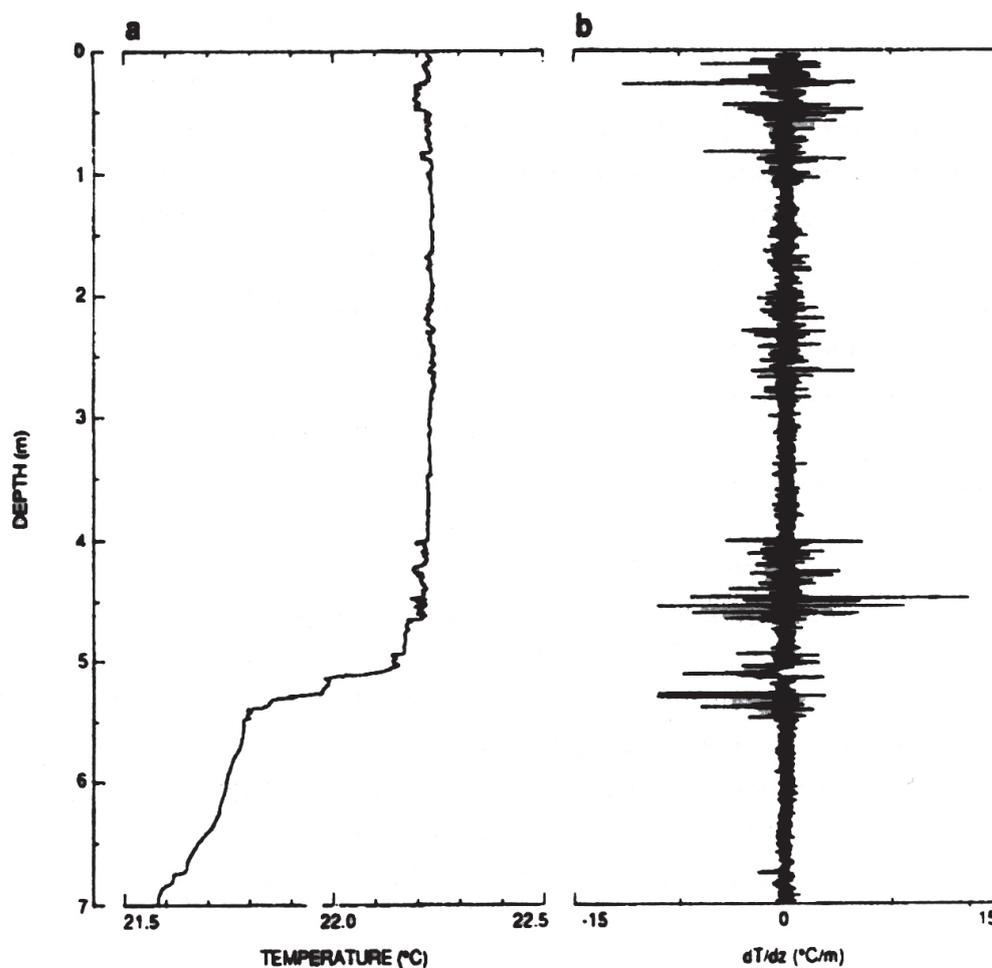


Figura 19 – A microestrutura térmica no reservatório de Wellington (Austrália). a) temperatura perfil, b) Gradiente de Temperatura. Fonte: Imberger & Patterson, 1991.

Para números de Wedderburn maiores que 1 a turbulência das isotermas a baixos estresses de vento é pequena e variações horizontais são mínimas. Isto corresponde a estratificações intensas baixa força dos ventos e camada de mistura dominada por turbulência de superfície. Para números de Wedderburn menores que 1 o aprofundamento da camada de mistura é maior, e ocorre em uma escala de tempo muito rápida ocorrendo ressurgência próximo à barragem. Para valores intermediários do numero de Wedderburn, relativo a 1, mistura horizontal e ressurgência são importantes. Isto foi confirmado por dados de campo descritos em Imberger (1985). O balanço do resultado da energia cinética turbulenta da camada superficial

tem sido objeto de modelagem, com o uso de modelos unidimensionais que simulam os processos verticais mas negligenciam as variações horizontais. A produção de turbulência na base da camada de superfície, foi reconhecida por Pollard *et al.*, (1973) como uma importante fonte de energia para o processo de afundamento (“deepening”) da camada de mistura.

A Figura 20 apresenta a variação estacional do vento na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa) e na Represa de Barra Bonita – médio Rio Tiete- SP. Fonte: Nyamien & Tundisi 2017.

Estes processos tem um papel vital no impulsionamento da energia cinética que promove a circulação vertical e a organização das colunas de água em represas especialmente na camada de superfície.

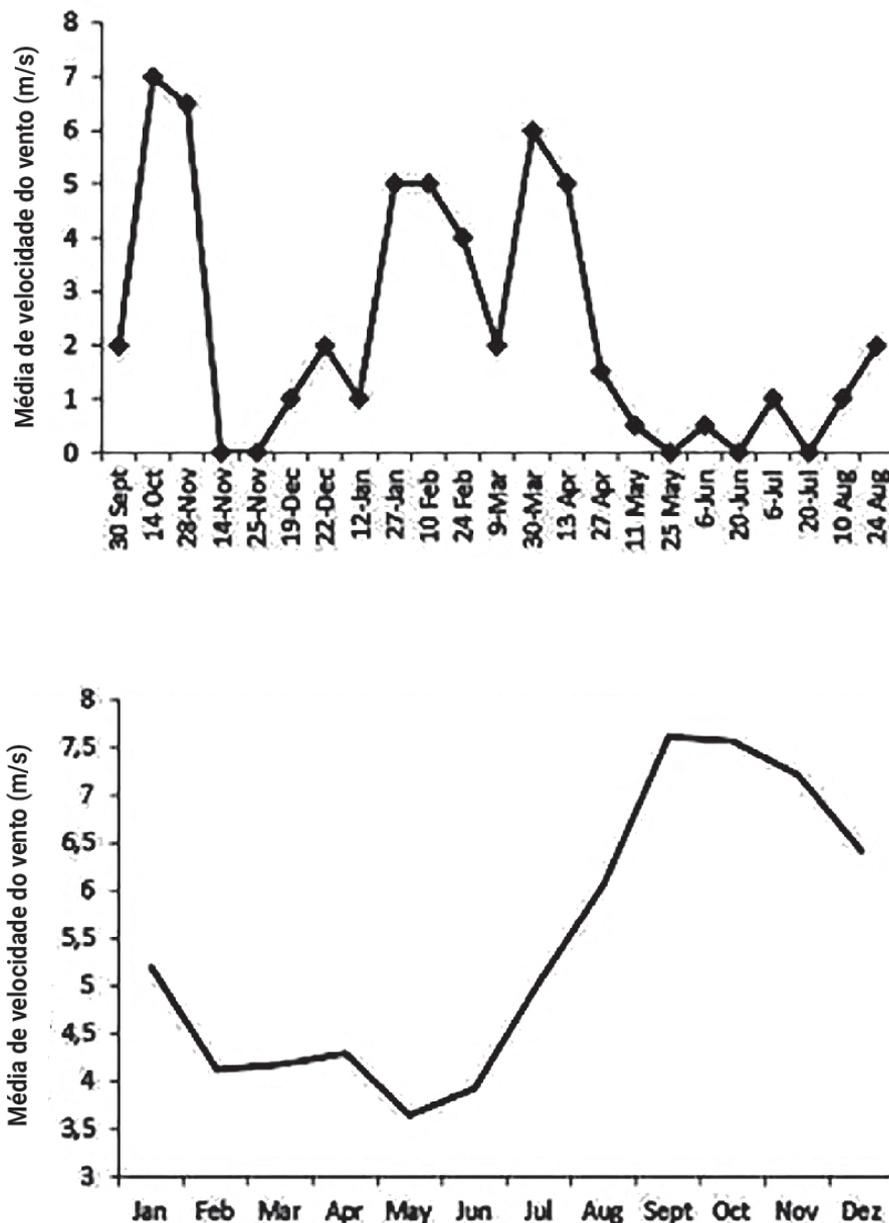


Figura 20 – Ciclo estacional do vento na Represa de Barra Bonita (figura superior) e na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) (Figura inferior). Ventos são forçantes fundamentais em reservatórios.

Este ciclo tem um papel fundamental na circulação dos reservatórios.

Uma característica específica de algumas represas é a estratificação hidráulica termo definido por Tundisi (1984). Este processo se refere à separação das camadas mais profundas do reservatório, devido à descarga seletiva de água em determinados níveis o que isola massas de água com diferentes densidades e produz epilímnio, metalímnio e hipolímnio sem o aquecimento térmico de superfície. Com esta estratificação ocorre também estratificação química e biológica (Figura 21). Na figura são apresentados três reservatórios diferentes: dois na República Tcheca: Klicava (perfil de temperatura) e Slapy (Perfil de oxigênio dissolvido) e um reservatório no Brasil: Barra Bonita (perfil de temperatura).

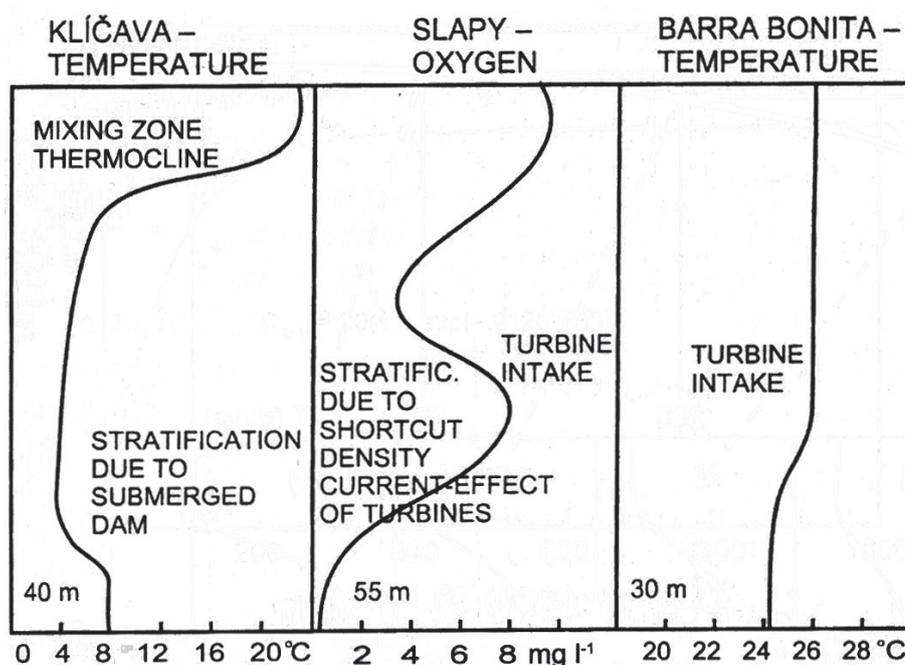


Figura 21 – A estratificação hidráulica em represas. Fonte: Jørgensen et al., 2005.

A circulação nos reservatórios depende da estratificação, fluxos de água instantâneos rápidos – pulsos – produzidos por advecção ou efeitos do vento, e a morfometria do reservatório. Quando a mistura vertical é intensa toda a coluna de água pode circular mesmo em profundidades mais elevadas, até 50 metros, como por exemplo, na represa de Volta Grande no Rio Grande, onde, Tundisi, et al. (1993) determinaram a circulação completa do reservatório em períodos de forte intensidade do vento com rajadas de 10-20 m/s, sem estratificação térmica, química ou biológica.

Microestratificações e estratificações em curtos períodos de tempo (horas) podem ocorrer em reservatórios, quando a ação do vento não interfere, e o aquecimento térmico ocorre já a partir das primeiras horas do dia. Essas microestratificações desaparecem rapidamente quando aumenta a frequência e intensidade do vento, e durante o período noturno (Granadeiro Rios, 2003)

Quanto maior for a radiação solar, maior é o grau de estratificação se o reservatório tiver todas as suas condições estáveis. Ventos, forças de advecção e a descarga seletiva modificam o processo. Ventos produzem mistura vertical permanente sendo causa de polimixia em muitas represas. A distribuição vertical de diatomáceas coloniais do gênero *Aulacoseira*, por exemplo está diretamente relacionada com o vento (LIMA et al., 1978) sendo um fator quantitativo

importante na distribuição vertical da comunidade fitoplantônica. Processos biogeoquímicos relacionados aos ciclos do fósforo e ferro nesses reservatórios são correlacionados com a ação do vento (WHITAKER, 1993). O vento atua em estratificações diurnas superficiais e principalmente durante o inverno e causa frequente instabilidade dos sistemas (HENRY & TUNDISI, 1988).

O balanço dinâmico em um reservatório pode ser comparado a uma máquina, segundo Imberger & Patterson (1991): as forças que perturbam o sistema afrontam o gradiente de energia potencial e a estabilidade térmica estabelecida pela radiação. Padrões complicados de mistura como ondas internas, intrusões, se instalam produzindo turbulências e mecanismos de instabilidade corroendo a estrutura vertical estratificada. A hidrodinâmica dos reservatórios depende dessas alterações movimentos verticais em pequena escala, e processos de mistura (ROMERO & IMBERGER, 2003).

Processos de advecção e intrusão e de descargas nos reservatórios, tem influência no balanço de calor desses ecossistemas; microestratificações podem ocorrer dependendo da temperatura da água de advecção. Por exemplo, na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) os dois principais tributários Ribeirão do Lobo e Rio Itaqueri deslocam-se no fundo do reservatório com temperaturas 2 a 3°C mais baixas que a água das camadas superiores (TUNDISI, *et al.*, 2003b). Microestratificações são importantes áreas de agregação de matéria orgânica, fitoplâncton e nutrientes.

Mistura vertical e circulação, abaixo da superfície é geralmente esporádica e irregular espacialmente, podendo durar apenas alguns minutos (IMBERGER & HAMBLIM, 1982). Pode-se estimar a taxa de difusão vertical desses processos intermitentes e rápidos nos reservatórios. As origens dos mecanismos que promovem a movimentação vertical interna nos reservatórios são numerosas, consistindo em um gradiente de instabilidades, ondas internas, e outras instabilidades e processos como a estratificação hidráulica descritas na Figura 22. A Figura 23 apresenta a complexidade dos mecanismos de circulação em um reservatório e as interações verticais e horizontais. O eixo horizontal nos reservatórios é uma importante característica.

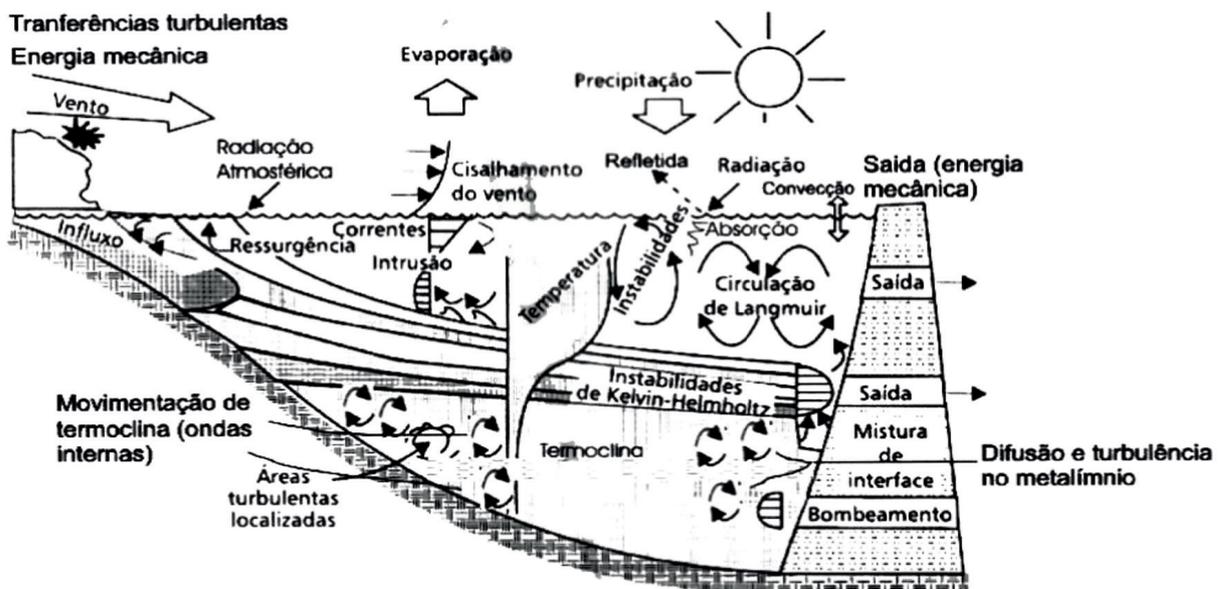


Figura 22 – Estratificações e mecanismos de circulação em reservatórios (KIMMEL *et al.*, 1990, STRASKRABA & TUNDISI, 2008, 2013).

A estratificação térmica e a circulação vertical em reservatórios têm consequências biológicas e químicas importantes. Uma estratificação térmica mais consistente e permanente com as três camadas bem estabelecidas: como epilímnio, metalímnio e hipolímnio, produz consequências importantes de estratificação das comunidades (Henry 1993). Por exemplo, cianobactérias podem formar densos florescimentos, na superfície em represas estratificadas (TUNDISI *et al.*, 2006b). No hipolímnio quando há estratificações mais permanentes pode ocorrer anoxia, e ainda assim, estabelecem-se comunidades de cianobactérias e em alguns casos bactérias fotossintetizantes (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

Os avanços em Limnologia física nos últimos 25 anos promoveram conhecimentos científicos detalhados sobre a circulação vertical de represas, fluxo de superfície e trocas de calor e gases com atmosfera, comportamento estacional, o comportamento de epilímnio do ponto de vista de circulação e ciclos de nutrientes, efeitos de pulsos (ventos e descargas seletivas) na circulação vertical, variabilidade espacial do estresse de vento, resfriamento e aquecimento superficial, advecção, e seus efeitos na hidrodinâmica do sistema e a organização vertical, e a retirada seletiva com efeitos também na organização vertical e horizontal (IMBERGER, 1987; HENRY, 1995).

Este conhecimento acumulado sobre os mecanismos de circulação vertical estendem-se também aos processos de circulação de nutrientes, oxigenação e anoxia da coluna de água, produção primária do fitoplâncton, e nos efeitos de mistura vertical na regeneração de nutrientes e nos ciclos biogeoquímicos (ver capítulo 10). Além disto deve-se considerar que a interpretação de dados climatológicos relacionados aos processos de circulação vertical e horizontal de lagos e reservatórios acrescentou novas dimensões ao conhecimento do problema como mostra a Figura 23 na descrição dos eventos relacionados com a evolução das frentes frias no sudeste do Brasil.

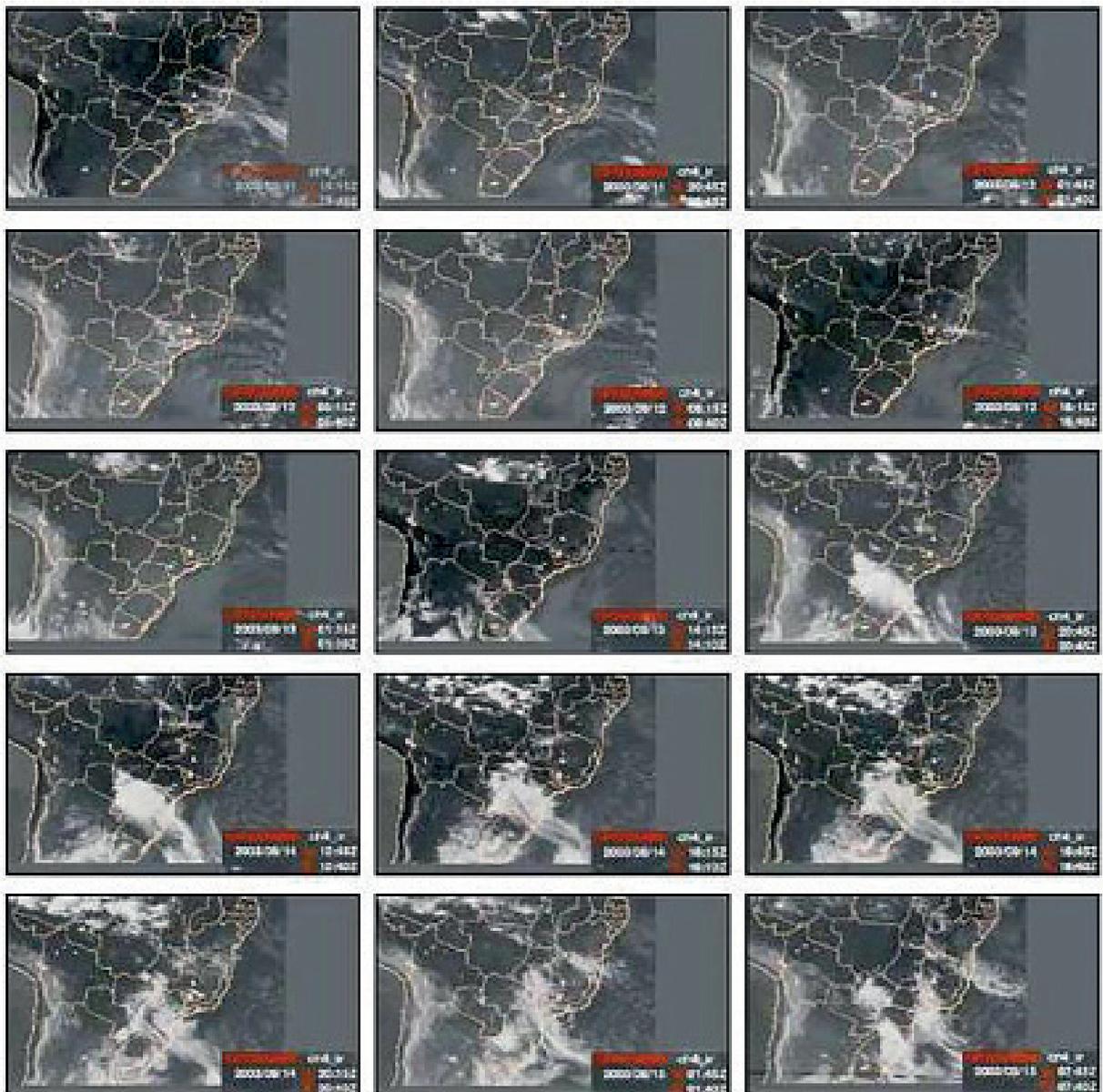
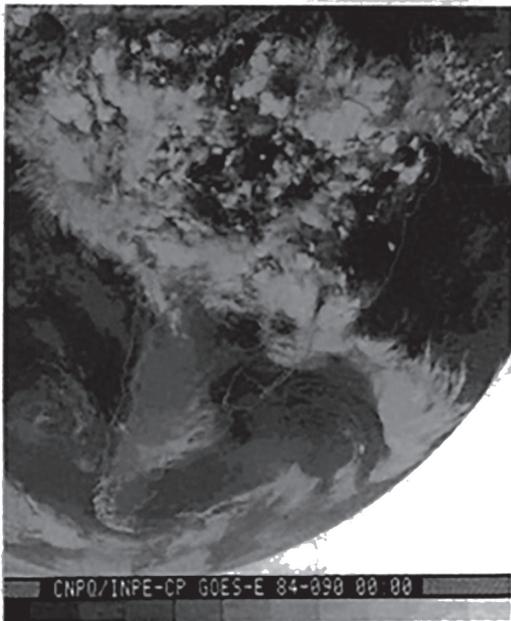
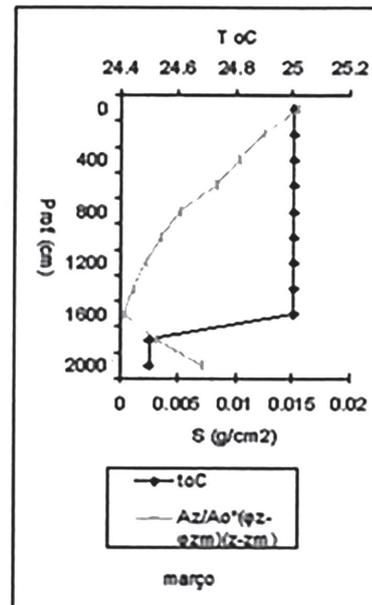


Figura 23 – Progressão de uma frente fria no sudeste do Brasil. Estas frentes frias tem grande impacto na circulação de represas nessa região do Brasil. Imagens de satélite de 2011. A sequencia de frentes frias no sudeste do Brasil tem efeitos significativos na circulação e alterações da estrutura vertical dos reservatórios nessa região (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

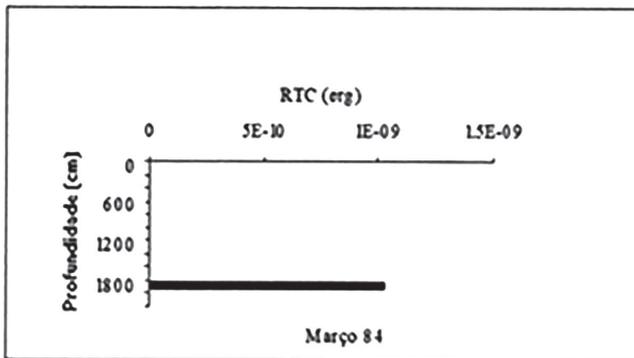
Esses processos têm efeitos quantitativos e qualitativos no que se refere à significância dos fenômenos biogeoquímicos e biológicos. Ciclos e distribuição de nutrientes, ciclos de vida de organismos, distribuição espacial vertical e horizontal das comunidades biológicas, são dependentes destes mecanismos de transporte e circulação. Instabilidades frequentes nos eixos verticais e horizontais dos reservatórios ocasionam estágios de compartimentalização temporal do ecossistema (HENRY, 1999a). A compreensão destas instabilidades e sua repercussão nas comunidades é fundamental para prognosticar tendências e desenvolver programas de monitoramento. A Figura 24 detalha os mecanismos de resposta do Reservatório de Barra Bonita no médio Rio Tiete Estado de São Paulo aos efeitos da frente fria.



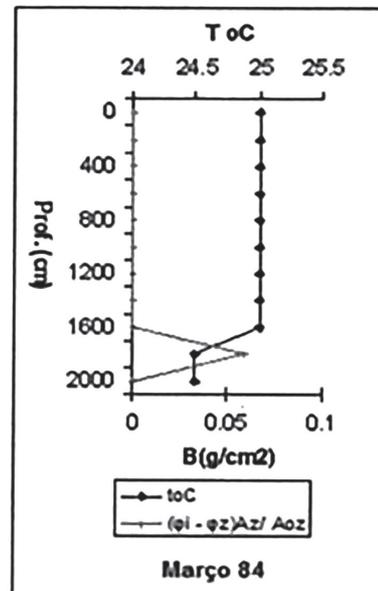
A: 30/03/84 V= 24 km/h



B: 30/03/84



C: 30/03/1984

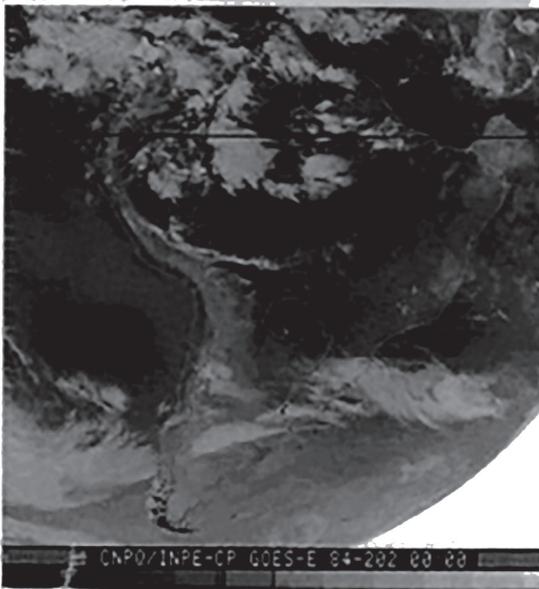


D: 30/03/84

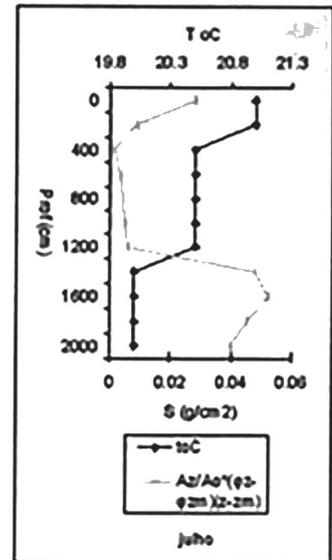
Parâmetros: (B) estabilidade, (C) resistência térmica à circulação e temperatura da água, (D) trabalho do vento em função da profundidade do reservatório, em março de 1984, da UHE Barra Bonita e (A) imagem de satélite relativa ao mesmo período do ano.

Figura 24 – O efeito das frentes frias na circulação vertical e parâmetros como estabilidade, resistência térmica à circulação, trabalho do vento. UHE Barra Bonita. Fonte: Nyamien & Tundisi, 2017.

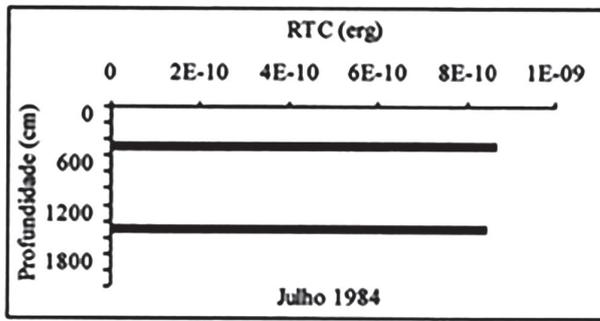
A Figura 25 representa a resposta do reservatório de Barra Bonita, médio Rio Tiete à ausência de frentes fria. Observar vento = 0 km/hora.



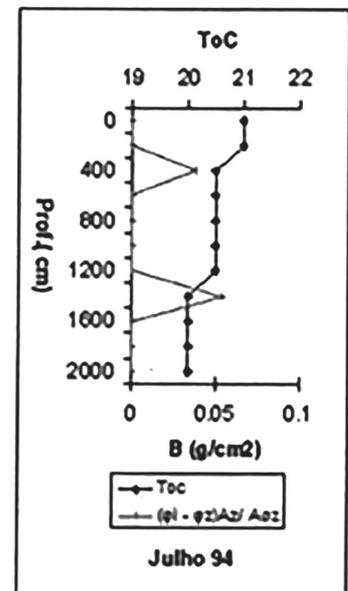
A: 20/07/1984 V= 0 km/h



B: 20/07/1984



C: 20/07/1984



D: 20/07/1984

Parâmetros: (A) imagem de satélite relativa ao mesmo período do ano (B) estabilidade, (C) resistência térmica à circulação e temperatura da água, (D) trabalho do vento em função da profundidade do reservatório, em julho de 1984, da UHE Barra Bonita.

Figura 25 – Represa de Barra Bonita, na ausência de frentes frias. Fonte: Nyamien & Tundisi, 2017.

Os mecanismos de transporte em reservatórios são muito diversificados e complexos. A Tabela 16 sintetiza estes processos.

Tabela 16 – Principais mecanismos de transporte na hidrodinâmica e circulação de represas.

- **Advecção** – transporte forçado por um sistema de correntes produzido por influxo de rios, descargas a jusante, efeitos do vento na superfície.
- **Convecção** – transporte vertical induzido por instabilidades de densidade, quando, por exemplo, há resfriamento de superfície.
- **Turbulência** – descrita como um conjunto de turbilhonamentos que tem escalas variadas até o movimento molecular. Pode ser gerado por ventos, convecção, influxo.
- **Difusão** – mecanismo pelo qual há transferência de certas propriedades dos fluidos por meio de um gradiente de concentração. Em sistemas aquáticos, ocorre no nível molecular e no nível de turbulência (difusão turbulenta).
- **Cisalhamento** – gerado por ventos na interface ar/água, para correntes de advecção no fundo e por correntes de densidades internas.
- **Dispersão** – efeito conjunto de cisalhamento e difusão. Geralmente predomina em regiões de alta velocidade de entrada de água.
- **Intrusão** – tipo de transporte advectivo em que águas de densidades diferentes são adicionadas em camadas com gradientes definidos, produzindo influxo com várias consequências para o transporte de nutrientes e de organismos.
- **Mistura** – vertical ou horizontal, é qualquer um dos processos que produzem misturas de massas de água, incluindo difusão, cisalhamento, dispersão e intrusão.
- **Sedimentação** – sedimentação de partículas com maior densidade do que os fluidos circundantes é outro processo de transporte importante em lagos, represas, rios em todos os sistemas continentais.

Fonte: Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2013a.

Henry (1999a) realizou um detalhado estudo sobre regimes térmicos, oxigênio dissolvido e processos de circulação em reservatórios do Brasil. Em relação aos reservatórios do Estado de São Paulo, este autor, concluiu que, de acordo com a estrutura térmica pode-se identificar os seguintes grupos de represas: a) represas permanentemente estratificadas, por exemplo, o reservatório de Paraibuna; B) represas com permanente circulação, polimíticas como, por exemplo, a represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa); c) represas com circulação e estratificação térmica e química temporária. Diminuição gradual de temperatura da superfície ao fundo ocorre em praticamente todos os reservatórios e a estratificação pode ser anual no verão mas não permanente (como é o caso das represas de Jupia no Rio Paraná e Volta Grande no Rio Grande) ou em dois períodos do ano como é o caso da Represa de Barra Bonita na bacia do Médio Rio Tietê, Estado de São Paulo. Em represas onde ocorre a estratificação hidráulica esta estratificação é permanente (TUNDISI, 1984). Além dos efeitos térmicos na estratificação há possibilidades de estratificação devida à intrusão de águas de mais baixa temperatura e com maior densidade ocasionando estratos com diferentes densidades e com diferenciação de comunidades e concentração de nutrientes.

O ciclo do Oxigênio Dissolvido em Reservatórios

O oxigênio dissolvido na água dos reservatórios tem como em todos os ecossistemas aquáticos um papel fundamental na manutenção da vida aquática. Os mesmos princípios físicos que regulam a distribuição de oxigênio dissolvido na água funcionam para reservatórios. Trocas atmosfera-água, efeitos da temperatura na solubilidade de oxigênio dissolvido (com menor temperatura aumenta a solubilidade de oxigênio dissolvido na água), e processos de

turbulência e estabilidade regulam a concentração de oxigênio dissolvido e a porcentagem de saturação do oxigênio.

Outro processo muito importante é a interação de concentração de oxigênio dissolvido com os ciclos do fósforo, carbono, nitrogênio e enxofre. Portanto, a disponibilidade do oxigênio dissolvido na água regula os diferentes estados químicos destes elementos que dependem de processos de oxido-redução. A distribuição vertical da temperatura em reservatórios depende, como já foi demonstrado da circulação de coluna de água impulsionada pelo vento, pela turbulência, e em muitos casos por advecção devida à contribuição de tributários. A zona do rio dos reservatórios, influenciada por correntes de advecção dos tributários, tem um papel importante na distribuição vertical do oxigênio dissolvido, na zona de transição e na zona lacustre do reservatório. Quando ocorre uma distribuição de fluxo intermediário no reservatório (“interflow”) devido a correntes de densidade e neste fluxo há uma menor concentração de oxigênio dissolvido, pode ocorrer um mínimo oxigênio em todo o reservatório a determinadas profundidades. Quando há um fluxo de queda (“underflow”) o reservatório apresenta baixa concentração ou anoxia nas camadas do fundo com maior densidade agravando esta anoxia. A distribuição horizontal do oxigênio dissolvido também é modificada e afetada pela altura da descarga de águas no reservatório. Águas de camadas profundas do reservatório se ele for estratificado, (>50m) têm uma proporção grande de água hipolimnética com concentração de oxigênio dissolvido mais baixa que $4.0 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ o que pode ser deletério para a vida aquática sobretudo a fauna íctica localizada a jusante do reservatório. Reservatórios com descarga de superfície ou com estratificação hidráulica, podem isolar camadas de água, mais profundas, aumentando a desoxigenação no hipolimnio e tornando mais estável a anoxia com aumento da concentração de gases dissolvidos gás sulfídrico (H_2S) gás carbônico (CO_2), metano (CH_4) e amônia (NH_3).

Morfologia e morfometria do reservatório podem ter um papel preponderante na distribuição horizontal do oxigênio dissolvido. Reservatórios com muitos compartimentos, canais estreitos com morfometria que impede a circulação vertical por ação do vento tendem a acumular águas hipolimnéticas anóxicas ou com baixa concentração de oxigênio dissolvido. A interação da morfometria, dinâmica dos fluxos, profundidade dos influxos por advecção são mecanismos importantes na distribuição vertical do oxigênio dissolvido nas represas (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

A contribuição de materiais em suspensão à partir dos tributários, tem também um papel importante na distribuição em reservatórios. A matéria orgânica tem considerável demanda de oxigênio dissolvido. Material em suspensão com partículas <10mm, contém muitas bactérias agregadas e pode aumentar a demanda de oxigênio dissolvido.

A fotossíntese fitoplanctônica e das macrófitas submersas proporciona um aumento de oxigênio dissolvido na superfície ou na coluna de água durante o dia. Com máximos de clorofila > $200 \text{ mg} \times \text{l}^{-1}$ concentrações de oxigênio dissolvido na água podem atingir 120% de saturação durante o dia. A noite devido à respiração dos organismos, esta taxa pode se reduzir a < 10% de saturação ou completa anoxia. Portanto, o metabolismo dos organismos aquáticos, interfere nos processos de aumento ou diminuição de oxigênio dissolvido. Em reservatórios eutróficos este processo é muito comum e pode ser acompanhado de mortalidade em massa de peixes durante o período noturno (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

Portanto, variações nictimerais em oxigênio dissolvido podem ocorrer como resultado de acúmulo de biomassa. Outro processo importante nas variações nictimerais do oxigênio dissolvido em reservatórios, e que também é muito comum em lagos rasos é o efeito do vento

na circulação e na distribuição vertical do oxigênio dissolvido (SIMONATO, 1986; TUNDISI, 1994a). Em reservatórios estratificados durante determinados períodos, a ação do vento tem um papel importante na distribuição vertical do oxigênio dissolvido ao promover uma circulação vertical efetiva em toda a coluna de água.

A efetividade do vento na promoção da mistura vertical depende de força e direção do vento, sua orientação em relação ao eixo do reservatório, a topografia, a profundidade e volume do reservatório, e a estabilidade térmica do reservatório (GRANADEIRO RIOS 2003). Por exemplo, na represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) ventos de 8 km x h^{-1} direcionados na direção noroeste no maior comprimento (7 km) são suficientes para mobilizar e misturar uma coluna estratificada de 10 metros de profundidade (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1995).

Mínimos Hipolimnéticos de Oxigênio Dissolvido e suas Consequências Ecológicas, Biológicas, Biogeoquímicas e Econômicas

Mínimos hipolimnéticos de oxigênio dissolvido foram observados em muitos reservatórios de regiões temperadas e tropicais. Estas baixas saturações de oxigênio dissolvido estão relacionadas a períodos longos de estratificação no verão em regiões temperadas. Em reservatórios tropicais com características bem definidas de vazão devido à localização das descargas a jusante pode ocorrer hipolimnismo anóxico durante longos períodos. Neste caso associam-se os efeitos climatológicos e o sistema de construção e altura das descargas. No reservatório de Tucuruí, por exemplo, depleção hipolimnética de oxigênio ocorreu durante longos períodos associada à estratificação térmica e de densidade (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a) como apresenta a Figura 27.

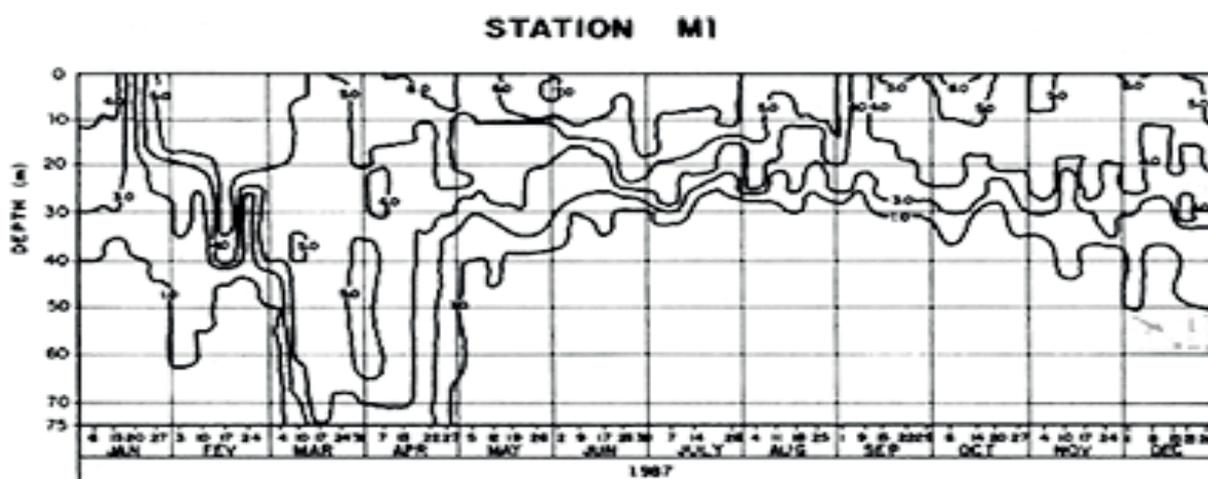


Figura 26 – Ciclos estacionais da saturação de oxigênio dissolvido na Represa de Tucuruí Rio Tocantins. Observar hipolimnismo anóxico a partir de 40 metros entre Maio e Dezembro de 1987. Fonte: Tundisi et al., 1993; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2013a.

Depleção em oxigênio dissolvido em reservatórios tropicais foi registrada durante a fase de enchimento na Represa de Samuel, Rondônia. Devido à decomposição da massa orgânica da floresta inundada, não removida, anoxia no hipolimnismo associada à estratificação térmica ocorreu completa anoxia registrada a partir da profundidade 6 metros para um reservatório

como Samuel com profundidade máxima de 35 metros. Em associação com a anoxia, elevadas concentrações de amônia foram registradas nesse reservatório. Para o reservatório Brokopondo também ocorreu anoxia no hipolímnio e alta concentração de amônio (NH₄) (Van der Heide, 1982). Pulsos de depleção de oxigênio podem ocorrer durante a fase de enchimento e estabilização em reservatórios em geral. Nas represas de regiões tropicais o primeiro pulso de depleção de oxigênio na água decorre da decomposição da serrapilheira depositada no solo da floresta inundada. O segundo pulso decorre da fase de descarga que interfere com a distribuição vertical e horizontal dos gases dissolvidos e com a concentração de nutrientes. O terceiro pulso é o resultado de decomposição das folhas da floresta inundada quando esta não é removida. O quarto pulso decorre da estabilização do processo de enchimento e o estabelecimento de gradientes verticais e horizontais de densidade, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água. A concentração de oxigênio a jusante dos reservatórios é regulada pelo tempo de retenção e a vazão, em altura da descarga, das águas de vazões vertidas ou turbinadas (no caso de represas hidroelétricas). No início do funcionamento de reservatórios quando ocorrem às primeiras descargas de vazões vertidas ou turbinadas pode ocorrer mortalidade em massa de peixes à jusante devido ao efeito das águas anóxicas nos canais de fuga das turbinas. Mortalidade em massa de peixes ocorreu, por exemplo, em vários reservatórios na América do Sul devido ao início da operação com o uso de águas do hipolímnio e descargas a jusante de águas anóxicas (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1991).

Cole & Hannah, 1990 registraram 19 represas nos Estados Unidos, Europa e África em que ocorreram hipolímnios anóxicos. No Brasil anoxia no hipolímnio foi registrada em todos os reservatórios amazônicos, e em muitos reservatórios do Sudeste, neste último caso associados a processos de operação e ciclos climatológicos. Por exemplo, no reservatório de FURNAS, Rio Grande, Estado de Minas Gerais, Tundisi (1984), relata hipolímnio anóxico associado ao processo de estratificação hidráulica já descrita.

O balanço de oxigênio dissolvido em reservatórios apresentado por Henry (1999a) é ilustrativo das diferentes fontes de oxigênio dissolvido para uma represa, e mostra as diferentes fontes de influxo diário de oxigênio (Tabela 17).

Tabela 17 – Influxos diários de oxigênio (em toneladas x dia⁻¹) para três represas.

	<i>Represa Tucuruí</i>	<i>Curuá Uma</i>	<i>Jurumirim</i>
Introdução pelos tributários	7.123	75.4	98.1
Produção pelo fitoplâncton	1.102	14.0	201.5
Produção pelo perifíton	?	11.0	?
Introdução por difusão pelo ar	4.822	175.3	34.5
Total	13.047	275.3	334.1

Fonte: Henry, 1999a

Em reservatórios eutróficos o ciclo nictemeral (24 horas) de oxigênio dissolvido é extremamente variável. Durante o período diurno com massas de cianobactérias fotossinteticamente ativas a taxas de saturação de oxigênio dissolvido pode atingir 120% como já mencionado neste volume. Durante a noite pode ocorrer anoxia em toda a coluna de água em reservatórios rasos (> 5m < 10m) e hipereutróficos. O déficit de oxigênio dissolvido variou de 1.342 a 609 kg

O₂ no reservatório das Garças segundo Nogueira (1996). A Tabela 18 apresenta o déficit de oxigênio dissolvido para reservatórios tropicais.

Tabela 18 – Déficit de oxigênio dissolvido para reservatórios, tropicais.

Lago/Reservatório	Ano	Déficit Oxigênio (mg O ₂ .cm ⁻²)	Referências
Kariba – Bassin III	1964-1965	4.47	Balon (1974)
Kariba – Bassin II	1964-1965	10.14	Balon (1974)
D. Helvécio	1978	1.73-2.37	Henry et al. (1997)
Jurumirim	1988-1999	0.03-0.72	Henry (1992)
das Garças	1997	0.40-1.52	Henry (1999a)

Fonte: Henry, 1999b.

As relações entre temperatura da água de reservatórios, e o oxigênio dissolvido, são evidentemente reflexos também de variações latitudinais. Os índices de déficit de oxigênio dissolvido que podem ser utilizados também para indicar níveis tróficos, conforme discutido por Henry (1999a) dependem, destas variações de temperatura estacionais as quais se relacionam com às latitudes.

A presença de oxigênio dissolvido com altos níveis de saturação ou a ausência de oxigênio dissolvido com redução de concentração e anoxia têm um papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos. Ausência de oxigênio dissolvido aumenta a concentração de NH₄ (amônio) no hipolímnio de reservatórios, e também H₂S (gás sulfídrico) os quais são deletérios à vida aquática. Além disto, água anóxica no hipolímnio de reservatórios é agressiva para estruturas diminuindo a vida útil de turbinas e produzindo sua substituição o que causa enormes prejuízos às hidroelétricas; mortalidade em massa de peixes a jusante é outro fator agressivo com perdas econômicas para a pesca e comunidades ribeirinhas.

Os ciclos do fósforo, carbono, nitrogênio e enxofre são afetados pela concentração de oxigênio dissolvido (MELACK & FISHER 1983). Fósforo é reduzido a fosfato ferroso em água anóxica, e sendo solúvel aumenta a concentração deste elemento no hipolímnio causando eutrofização quando há influxo no epilímnio. Fosfato férrico é insolúvel e se precipita no sedimento.

Os ciclos do enxofre e do nitrogênio são afetados pela concentração do oxigênio dissolvido.

Gases de efeito estufa (CO₂, CH₄, N₂O) são produzidos em hipolímnios anóxicos e podem ser liberados após passagem das águas pelas turbinas (“degassing”).

O Conteúdo do Calor de Reservatórios

Climatologia e morfometria afetam o conteúdo de calor das represas. As variações no conteúdo de calor dos ecossistemas naturais e artificiais são devidas à área, volume, profundidade média, e evidentemente às variações climatológicas que dependem da latitude. Comparações realizadas por Henry (1999b) ilustram estas variações no conteúdo de calor do reservatórios. A relação entre conteúdo de calor e de temperatura da água de superfície foi demonstrada por Henry & Tundisi 1988, para dois reservatórios com baixo tempo de retenção (Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) e Represa do Rio Pardo). Esta relação resultou em uma correlação entre temperatura da água de superfície e o conteúdo de calor. Para reservatórios com alto tempo de retenção foi demonstrado que a relação entre temperatura de superfície e conteúdo de calor é um elipsóide (MARGALEF *et al.*, 1976).

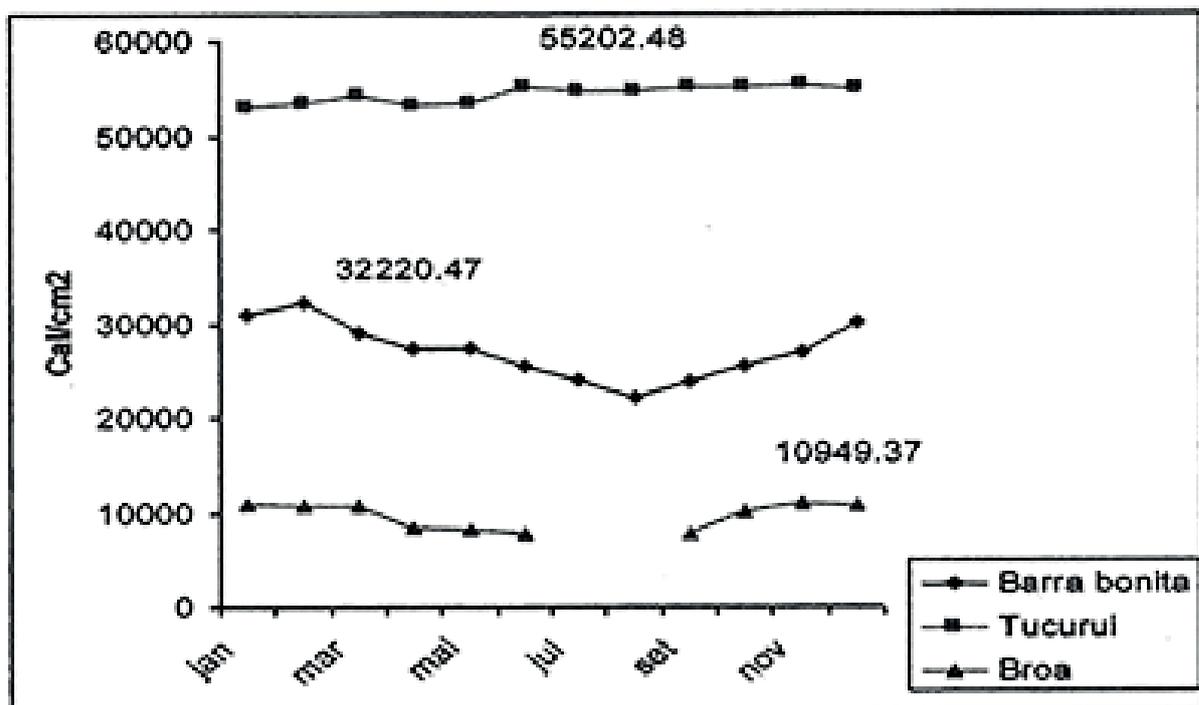


Figura 27 – Conteúdo de calor nos três reservatórios, indicados, na Figura. Fonte: Nyamien & Tundisi, 2017.

A dinâmica ecológica dos reservatórios é muito afetada pelos pulsos naturais e artificiais que ocorrem permanentemente nestes ecossistemas. O Box 3 detalha estes pulsos e seus efeitos.

BOX 3 – Efeitos dos pulsos em represas e os impactos na dinâmica ecológica.

Pulsos são definidos como qualquer tipo de mudanças rápidas naturais ou produzidas pela intervenção humana e que afetam as variáveis físicas, químicas e biológicas dos reservatórios. Pulsos podem resultar de uma intrusão ou influxo no reservatório como drenagem por grandes precipitações, ou uma descarga rápida de águas do reservatório a jusante promovida por uma retirada de águas para efeitos operacionais.

Pulsos de **origem natural**, resultam de alterações climáticas como vento ou precipitação, e que podem ter efeitos diretos ou indiretos. Estes pulsos podem ser estacionais e repetir-se ou podem ser infrequentes e ocasionais podem ocorrer subitamente como rajadas de ventos fortes ou grandes precipitações repentinas. Pulsos de **origem artificial** podem ser causados pela manipulação dos níveis de descarga de água do reservatório, ou pelo regime operacional para produção de hidroeletricidade, em represas de hidroelétricas. Necessidades de abastecimento de água em reservatórios que fornecem água para usos domésticos também ocorrem, com aumento do bombeamento. Também podem ocorrer pulsos resultantes do bombeamento de água para irrigação.

São varias as consequências destas flutuações devidas a pulsos para o reservatório e o ecossistema a jusante que podem ser um rio ou outro reservatório no sistema em cascata. Por exemplo pulsos de precipitação e grande descarga de material em suspensão no reservatório de Barra Bonita foram determinados (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990). Partículas inorgânicas em suspensão interferem com a penetração de luz no reservatório e com a visibilidade dos peixes predadores visuais e causam portanto efeitos físicos e biológicos (LIND & DAVALOS-LIND, 1999).

Pulsos rápidos e infrequentes, ocasionais como por exemplo ventos fortes, alteram a distribuição vertical de oxigênio dissolvido, a distribuição vertical de nutrientes e do plâncton (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990). Uma alteração na sucessão temporal do fitoplâncton pode ocorrer durante um pulso rápido que promova circulação vertical. Para o reservatório da UHE Carlos Botelho – Lobo – Broa, Tundisi & Matsumura Tundisi (2013b), demonstraram m que a circulação vertical promovida pelas frentes frias, alterou a sucessão temporal pois possibilitou a distribuição de *Aulacoseira itálica* na coluna vertical do reservatório substituindo a predominância de clorofíceas. *Aulacoseira itálica* é uma diatomácea que se deposita no fundo de lagos e represas e com ventos de mais de 10 km x h⁻¹ é carregada para as camadas superiores do sistema aquático, tornando-se dominante.

Os pulsos também podem interferir na distribuição de nutrientes na coluna de água, na concentração de oxigênio dissolvido e nas interrelações da coluna de água com o sedimento. Processos de oxidação – redução podem ter a interferência dos pulsos (GRANADEIRO RIOS, 2003)

Um efeito bem caracterizado em represas é o pulso resultante das frentes frias nos reservatórios discutido e apresentado por Tundisi et al., (2010). Frentes frias que se originam no Continente Antártico, afetam os reservatórios do Sudeste e alteram profundamente a dinâmica ecológica dos reservatórios. Os efeitos ocorrem imediatamente durante a passagem das frentes frias bem como imediatamente após pois se sucedem períodos de circulação com o aumento da velocidade dos ventos durante a frente seguindo-se períodos de estabilização e estratificação na coluna de água (TUNDISI et al., 2004a; ODUM et al., 1995).

Capítulo 5

Organização e Dinâmica Espacial Longitudinal

Como já foi demonstrado no capítulo 2 as represas artificiais apresentam gradientes horizontais, em muitos casos muito acentuados. Esses gradientes horizontais implicam em diferentes preponderâncias dos vários componentes hidrológicos, hidrodinâmicos e biológicos com organizações espaciais diferenciadas. O processo é dinâmico longitudinalmente (espacial) e temporal, promovendo diferentes configurações e interações entre os componentes, e esta organização tem, também um papel fundamental no planejamento de amostragens de fatores físicos, químicos e biológicos. A Figura 28 detalha as principais características espaciais dos reservatórios e a organização espacial diferenciada em cada compartimento.

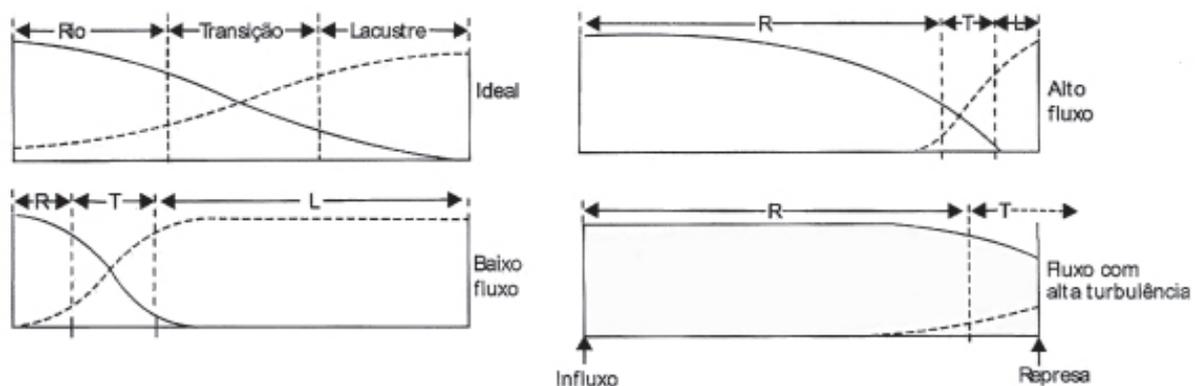


Figura 28 – Zonas longitudinais de um reservatório (KIMMEL & GROEGER, 1984) e as alterações na extensão das zonas, vazão e padrão de mistura para diferentes valores de fluxo.

A organização ideal é aquela em que as três zonas estão identificadas: Rio, Transição e Lacustre. Com alto fluxo predomina a fase Rio. Com baixo fluxo predomina a fase Lacustre. Com fluxo turbulento a fase Rio também predomina desaparecendo a fase Lacustre. (Modificado de THORNTON *et al.*, 1990).

Os influxos de água nos reservatórios variam na escala vertical e tem consequências físicas, químicas biológicas e ecológicas nestes ecossistemas. Estes influxos podem ser na superfície (“Surface Flow”), em profundidades intermediárias (“Mid Flow”) ou em grandes profundidades (“Under Flow”) como já demonstrado. O transporte de material em suspensão por estas massas de água além de nutrientes e em alguns casos substâncias tóxicas tem efeitos quantitativos e qualitativos nas represas.

Capítulo 6

Ciclos Biogeoquímicos

A rigor e do ponto de vista conceitual o ciclo dos principais elementos que são fundamentais para a produção biológica dos reservatórios como o Carbono, Fósforo, Nitrogênio, Enxofre, (macro elementos) e Sílica, Cobre, Manganês e outros (micronutrientes) não deveria diferir muito daquele dos lagos naturais.

Entretanto nos reservatórios há duas forças principais referentes à composição química da água: a) a situação da área de inundação que, se tiver alta concentração de matéria orgânica, por exemplo, fertilizantes, pecuária ou vegetação não removida que será inundada, já inicia a represa com alta carga de fósforo, nitrogênio e carbono; b) o aporte de elementos e substâncias a partir de fortes pontuais e difusas da bacia hidrográfica o que também ocorre em lagos.

Superpostos a estes processos estão o funcionamento do reservatório e as regras de operação que como já foi detalhado, podem influenciar decisivamente nestes ciclos. Os ciclos dos macroatomos, especialmente carbono, fósforo, nitrogênio e enxofre estão relacionados fortemente com as condições de circulação do reservatório e o ciclo do oxigênio dissolvido em condições de estratificação e anoxia do hipolímnio. O fósforo inorgânico (PO_4) acumula-se nos sedimentos em grandes quantidades em reservatórios eutróficos. As maiores trocas de fósforo do sedimento com a água, ocorrem quando o fósforo passa de PO_4 insolúvel para PO_4 solúvel o que se dá quando o hipolímnio é anóxico. Sob estas condições o fósforo é rapidamente liberado para a água, portanto, acentuando consideravelmente a carga interna de fósforo dissolvido. Quando a superfície dos sedimentos é oxidada essa troca é muito reduzida. Forma-se no sedimento, na sua superfície uma camada oxidada, com ferro trivalente o que impede a liberação de fósforo. Este processo é muito rápido e em poucas horas o sedimento pode liberar fósforo e em conjunto, ferro e manganês (o que aumenta os custos do tratamento de águas em caso de reservatório de abastecimento) público. Portanto, a carga interna de fósforo e de elementos como o ferro e manganês, é regulada pelas condições de oxigenação de coluna da água e sua circulação (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a). Pulsos de circulação da água, oxidação ou redução dos sedimentos interferem nesta regulação da liberação ou complexação do fósforo.

Outro aspecto peculiar ao problema dos ciclos biogeoquímicos em reservatórios, é que estes ecossistemas artificiais retêm fósforo, e uma grande quantidade do material em suspensão orgânico e inorgânico, e em menores quantidades nitrogênio. Este elemento é retido com menor eficiência em reservatórios rasos (profundidade menor que 20 metros) do que nos mais profundos (maior que 20m), e esta retenção é significativa em reservatórios tropicais e subtropicais e de regiões temperadas. Sílica também é retida pelos reservatórios, sendo importante para aqueles dominados por diatomáceas.

Armengol *et al.*, (1999) observaram um declínio exponencial de muitas variáveis químicas no reservatório de SAU na Espanha e mostrou que este declínio segue a seguinte ordem: amônia, fósforo solúvel reativo, fósforo total, turbidez, nitrogênio total, sílica, alcalinidade, cloro, condutividade.

A retenção de água nos reservatórios causa uma alta degradação de matéria orgânica, expressa em DBO – demanda bioquímica de oxigênio. A matéria que entra no reservatório é chamada de refratária, quando se decompõe lentamente (por exemplo, substâncias químicas resultantes da decomposição da vegetação inundada) e degradável quando se decompõe rapidamente, como a matéria orgânica com origem em esgotos.

A biota aquática no reservatório influencia muito os ciclos biogeoquímicos. A fixação de CO₂ para a fotossíntese do fitoplâncton, e das macrófitas aquáticas submersas ou semi emersas influencia o ciclo do carbono. A decomposição dos organismos influencia os ciclos de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre. A respiração dos organismos libera CO₂ para a água e ao mesmo tempo retira O₂ da água.

Assim, o ciclo do oxigênio dissolvido que é fundamentalmente relacionado aos ciclos do Carbono, Nitrogênio, Fósforo, Enxofre e outros elementos depende: a) da taxa de produção primária do fitoplâncton e macrófitas emersas e submersas que libera O₂ para a água. b) da respiração dos autótrofos e heterótrofos; c) temperatura e concentração de oxigênio das vazões dos tributários no reservatório; d) trocas gasosas entre a superfície do reservatório e a atmosfera; e) taxa de sedimentação do fitoplâncton; f) matéria orgânica no sedimento e seu consumo de oxigênio; g) as condições de circulação do reservatório= colunas de água permanentemente em circulação e não estratificadas (reservatórios polimíticos) mantém um grau de oxigenação do reservatório e dos sedimentos como é o caso da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa), Itirapina (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013b).

A presença ou ausência do oxigênio dissolvido no reservatório, influencia o processo de nitrificação $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ ou denitrificação $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ e os ciclos do fósforo e enxofre.

As áreas alagadas que se encontram nos reservatórios e em muitos casos nos estuários e deltas dos tributários tem um relevante papel nos ciclos biogeoquímicos nestes ecossistemas. Estas áreas alagadas, muitas vezes resultantes de uma vasta diversidade de plantas aquáticas flutuantes como *Eichhornia crassipes* (aguapé) ou *Typha dominguensis* (taboa) ou *Pistia stratioides* (alface d'água) fixam nitrogênio, fósforo e regulam o fluxo de metais pesados para os reservatórios. Ao mesmo tempo em períodos de intensa decomposição liberam estes elementos para os reservatórios, aumentando a carga interna. A presença destes ecossistemas de transição em muitos reservatórios (ecotones), (HENRY, 2003), pode influenciar decisivamente nestes ciclos biogeoquímicos. Ao mesmo tempo aponta para uma possível solução de gerenciamento no sentido de planejar o uso adequado destas áreas alagadas como sistemas de controle dos ciclos biogeoquímicos.

A exploração dos reservatórios para diferentes finalidades, mas, especialmente aquelas relacionadas com a aquicultura pode influenciar o ciclo biogeoquímico do fósforo e nitrogênio, principalmente devido a excreção excessiva de amônia e fósforo por peixes em cativeiro, em tanques rede. e a decomposição das rações dos peixes em cativeiro Este processo pode acelerar a eutrofização do reservatório muitas vezes com uma irreversível situação (JØRGENSEN, TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

Os ciclos biogeoquímicos, a capacidade de retenção da matéria orgânica, fósforo, nitrogênio são influenciados fortemente pelo tempo de retenção dos reservatórios, como se verá a seguir.

Em alguns reservatórios, a desnitrificação pode resultar em uma grande redução da concentração de nitrato em comparação com as águas dos tributários. Isto é geralmente associado com circulação vertical efetiva da coluna de água, devido à instabilidade e turbulência, ocorre em reservatórios mais rasos (<5m prof. média). Entretanto, se o oxigênio dissolvido na superfície do sedimento for mantido a 10% de saturação, combinado com baixa circulação, na coluna de água, consideráveis quantidades de nitrogênio gasoso podem ser liberadas sob forma de N₂O por exemplo, ou N₂. A desnitrificação pode ser benéfica em reservatórios que recebem aportes elevados de nutrientes especialmente nitratos. O efeito da reserva de água pode funcionar como barreira aumentando a desnitrificação reduzindo a exposição a nitratos em águas de abastecimento (ABE *et al.*, 2001).

A circulação ou sua ausência, portanto, interferem na disponibilidade de nitrogênio e fósforo na água e uma das metas no processo de gerenciamento, é justamente reduzir e controlar a estratificação térmica, e mais especificamente a estratificação química que a acompanha. A relação de elementos como enxofre, fósforo, com a concentração de oxigênio dissolvido na água regula a disponibilidade desses elementos.

Em conclusão os efeitos da circulação, estratificação e oxigenação das colunas de água em reservatórios tem estreita correlação com os ciclos biogeoquímicos, reduzindo ou aumentando a denitrificação e a precipitação de fósforo, e interferindo direta ou indiretamente nos processos biológicos, dependentes de nutrientes nos reservatórios.

Retenção de Fósforo em Represas

Reservatórios profundos (profundidades de 50 – 100 metros) tem alta capacidade de retenção de fósforo. Mesmo com uma média anual teórica de 10 dias de tempo de retenção, tanto fósforo dissolvido como particulado são retidos pelos reservatórios. Com tempos de retenção > 30 dias, 70 – 90% do fósforo reativo são retidos. Uma diminuição do tempo de retenção de 40 para 20 dias produziu uma queda na retenção total do fósforo de 65% para 25% (JØRGENSEN *et al.*, 2005).

Uma análise recente da capacidade de retenção de fósforo de reservatórios de regiões tropicais e de regiões temperadas mostra uma média de 80% de retenção, mas esta pode aumentar até 90%. A capacidade de retenção do fósforo depende também da carga de fósforo por área a partir da bacia hidrográfica.

Esta capacidade é máxima se a carga de fósforo for cerca de 15 mg × m⁻² × ano. (STRASKRABA, 1999). Além do fósforo as represas têm alta capacidade de reter matéria orgânica, material em suspensão, e outros componentes. A retenção de nitrogênio é muito menor que a retenção de fósforo. A sílica é retida por reservatórios e é importante em reservatórios que tenham grande dominância de diatomáceas. A retenção de água em um reservatório e a capacidade de retenção de matéria orgânica causa uma alta degradação de substâncias orgânicas que se decompõe melhorando a qualidade da água liberada a jusante. A Figura 29 mostra o método utilizado para estimar a retenção de nutrientes por um reservatório.

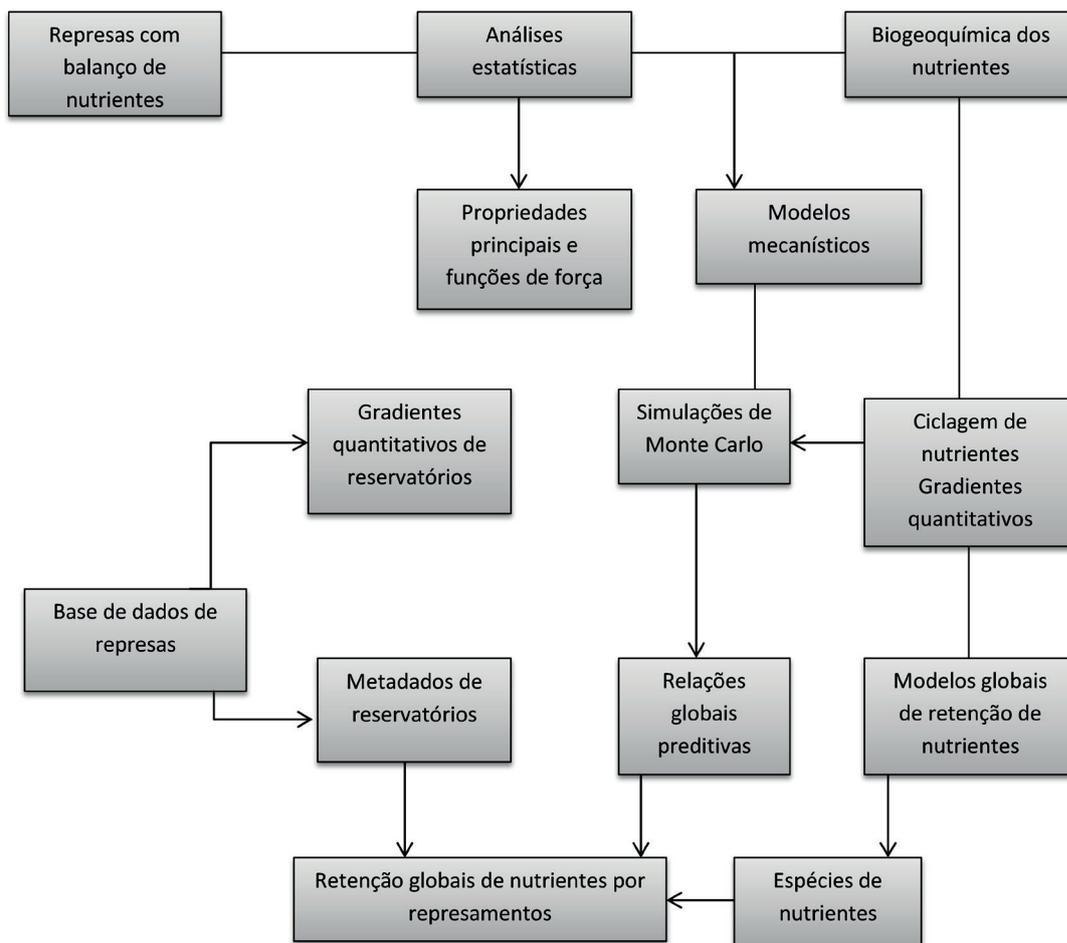


Figura 29 – Método utilizado para estimar a retenção global de nutrientes por reservatórios. Fonte: Van Capellen & Maavara, 2016.

As represas têm um papel importante no fluxo de nutrientes dos rios e uma estimativa global da importância quantitativa deste processo de interferência nos ciclos é fundamental e necessária. **Ver Anexo 3 – Figura Van Capellen (CAPPELLEN & MAAVARA, 2016) sobre ciclo do fósforo e balanço de fósforo em represas.**

O aumento da capacidade de retenção de fósforo, sílica e outros nutrientes nos reservatórios têm um efeito imediato que é o estímulo à eutrofização e à deterioração da qualidade da água dos reservatórios, o que interfere, sem dúvida nos usos múltiplos. Mais informações sobre o balanço de nutrientes a reservatórios são necessários para uma avaliação global e para promover estratégias de redução de eutrofização. em represas em todos os continentes

A Importância do Fósforo em Ecossistemas Aquáticos e em Especial em Reservatórios

Concentração de fósforo em reservatórios tem importância fundamental devido às interações entre as concentrações e disponibilidade de fósforo e o crescimento de algas. Em muitos casos a quantidade de algas em reservatórios, é proporcional à concentração de fósforo total na água. Isto significa que é necessário baixar a concentração de fósforo, através da limitação da carga de tributários, tratamento do solo e inativação das cargas difusas ou

tratamento do reservatório. Uma observação geral é que concentrações de fósforo, especialmente na zona limnética de represas, valores menores que 20µg/L estão associadas com baixas concentrações da biomassa fitoplanctônica. Portanto, estas concentrações de fósforo associadas com a baixa biomassa de fitoplâncton são objetivos do gerenciamento que devem ser desenvolvidos para o controle do crescimento do fitoplâncton em represas.

Se o influxo de nutrientes for reduzido de forma significativa a qualidade da água dos reservatórios melhora muito e também o reservatório será protegido da futura deterioração.

Entretanto, reservatórios ao contrário de lagos têm uma extensa bacia hidrográfica, cujo controle de fontes difusas e pontuais é difícil. Deve-se deste modo interferir de forma mais eficiente possível nestas bacias hidrográficas para reduzir o influxo de nutrientes como nitrogênio e fósforo, material em suspensão e matéria orgânica.

Como é difícil reduzir a carga de fósforo externa uma combinação de tecnologias externas de controle e a redução de carga interna de fósforo deve ser realizada.

As concentrações do fósforo nos reservatórios (na coluna de água do reservatório) dependem da taxa de influxo, deposição e da taxa de descarga; também é importante quantificar a carga interna representada pela regeneração pelo sedimento. A liberação de fósforo a partir do sedimento pode ser muito significativa, especialmente em reservatórios rasos. A liberação de fósforo do sedimento depende do consumo de oxigênio na zona hipolimnética ou próximo do sedimento, e as condições de óxido redução na água sobrejacente ao sedimento. Em condições totalmente anóxicas a liberação de fósforo pode ser alta (RAST & LEE 1978) devido à solubilidade de complexos de fósforo e ferro por exemplo. Também é elevada quando a relação do sedimento com a coluna de água é elevada, ou seja, a profundidade é relativamente baixa (= ou < 5m). O fosforo pode ser liberado pelo sedimento também a partir de resuspensão (em reservatórios ou lagos rasos) por efeito do vento, ou a partir de perturbação mecânica dos sedimentos produzida por animais (REYNOLDS, 1992 CHALAR & TUNDISI, 1999). Para avaliar a quantidade de carga de fósforo para o reservatório, que deve ser eliminada, a relação entre a carga de fósforo e a concentração de fósforo na zona limnética deve ser determinada. Um balanço de fósforo para o reservatório pode ser expresso dos seguintes termos:

Mudança na Concentração Interna de Fósforo = Influxo – Descarga – Assimilação Líquida

As alterações na concentração interna estão relacionadas com as diferenças no conteúdo de fósforo no início e no final do ciclo anual. O influxo depende de todas as cargas difusas e pontuais e a descarga é a perda anual de fósforo através do defluxo.

A taxa de sedimentação líquida descreve a soma total de perdas e ganhos a partir dos sedimentos, e indica que a sedimentação líquida é um processo de degradação de segunda ordem e a taxa em que este processo ocorre é influenciada pelo tempo de retenção do reservatório e a relação fósforo particulado/fósforo não particulado.

Portanto:

$$P_s = KP$$

onde:

P_s = taxa de sedimentação de fósforo, $mg \times m^{-3} \times ano^{-1}$;

K = taxa efetiva de degradação $mg \times m^{-3} \times ano^{-1}$;

P = Reserva de concentração de fósforo;

Portanto, o balanço de fósforo para um reservatório, pode ser quantificado como:

$$Q_i P_i = Q P_o + K V P_o$$

onde:

Q_i = volume de descarga;

P_i = influxo médio de fósforo $\text{mg} \times \text{m}^3 \times \text{ano}^{-1}$;

P_o = média de descarga do fósforo $\text{mg} \times \text{m}^3 \times \text{ano}^{-1}$;

K = taxa efetiva de degradação $\text{mg} \times \text{m}^3 \times \text{ano}^{-1}$;

V = Volume do reservatório.

O tempo de retenção é um fator de extrema importância na retenção de fósforo nos reservatórios e a Figura 30 abaixo ilustra este processo.

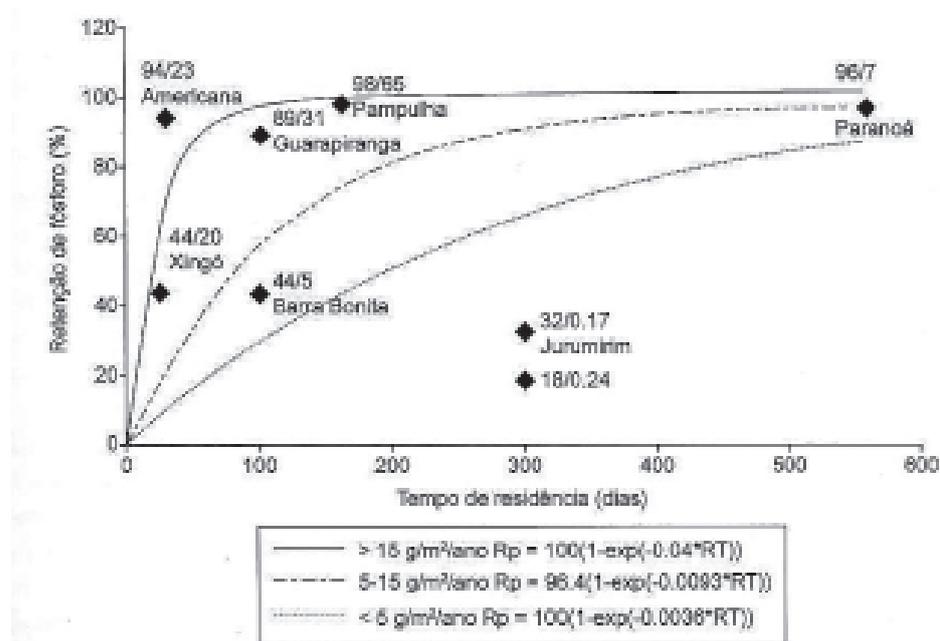


Figura 30 – Retenção de fosforo em reservatórios no Brasil e o tempo de retenção. As diferentes cargas estão destacadas nos itens abaixo a seguir. Fonte: Straskraba, 1999.

Os estudos desenvolvidos pela OECD (1982) sob a liderança do Dr. Richard R. Vollenweider promoveram amplos esclarecimentos sobre o papel do fosforo nos ecossistemas aquáticos e no estímulo ao desenvolvimento da eutrofização nesses ecossistemas. Estes extensos trabalhos mostram que:

- Na maioria dos casos fósforo é o fator principal que determina a eutrofização;
- Mesmo quando outro nutriente como nitrogênio é ocasionalmente ou normalmente o fator limitante, fosforo ainda assim pode ser também fator limitante;
- As cargas externas de fosforo e nitrogênio devem ser avaliadas via tributários ou a partir das fontes difusas;
- As cargas internas devem ser avaliadas devido à possibilidade de resuspensão ou outros fatores que mobilizam fósforo e nitrogênio a partir de sedimentos.

As Figuras 31 e 32 destacam os modelos conceituais de nitrogênio e de fósforo em ecossistemas aquáticos e reservatórios em geral.

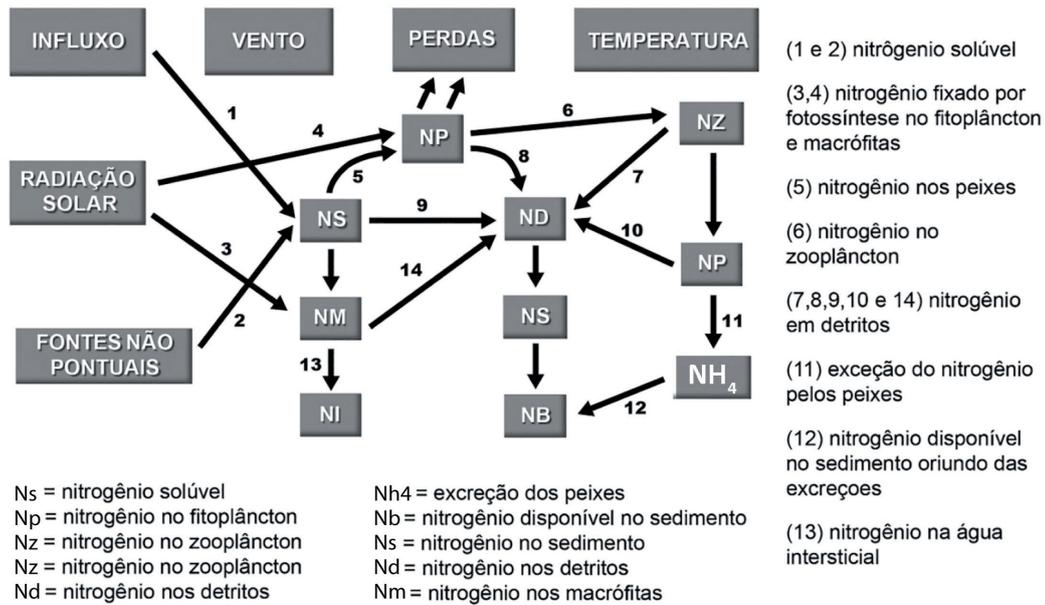


Figura 31 – Modelo conceitual do ciclo do nitrogênio na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa). Fonte: Relatório Projeto PELD – Fapesp, 2017.

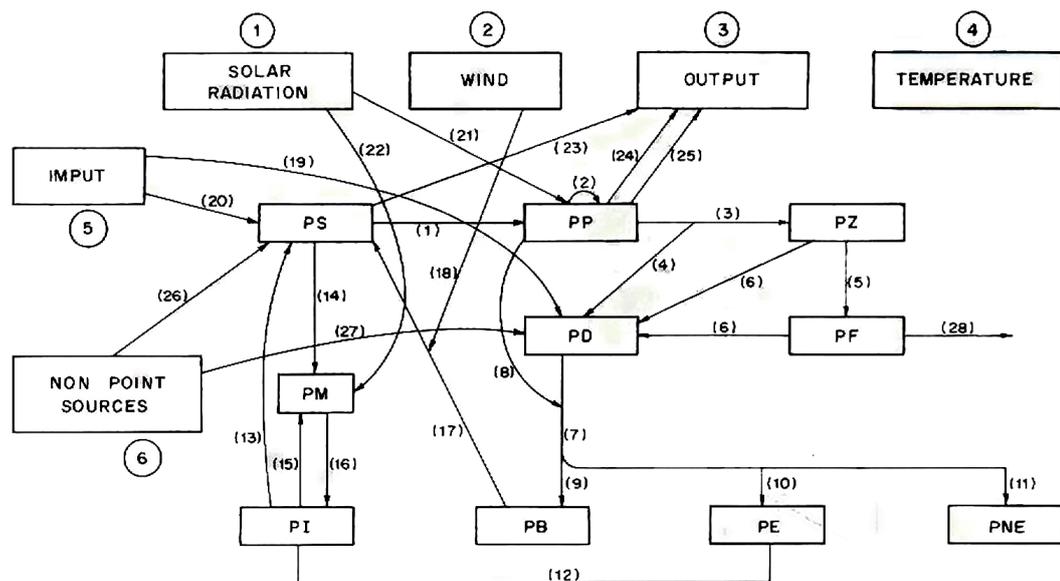


Figura 32 – Modelo conceitual do ciclo do fósforo na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo – Broa) – Diagrama conceitual do ciclo do fósforo na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo – Broa). Os símbolos PS, PP, PZ, PM, PI, PB, PE e PNE significam respectivamente: fósforo solúvel, P no fitoplâncton, P no zooplâncton, P nas macrófitas, P intersticial, P biologicamente ativa, P através da troca, P sem troca, permanecendo no sedimento. Os números de 1 a 28 representam os processos que ocorrem entre os diversos compartimentos: 1, 2 – utilização do P pelo fito; 3, 5 consumo pelo zooplâncton; 4, 6- excreção; 7a11- deposição ; 12- mineralização; 13-difusão; 14 absorção; 15 troca mútua; 16- mineralização do P B; 17- P resuspensão pelo vento; 18 -P resuspensão pelo vento; 19, 20 entrada do P; 21, 22 entrada do P pela radiação solar; 23 saída do P solúvel; 24, 25 saída do P por excreção; 26, 27: fontes não pontuais de entrada; 28 P nos peixes pescados. Fonte: Tundisi, 1994b.

As Interrelações entre os Processos Hidrodinâmicos nos Reservatórios e os Ciclos Biogeoquímicos

As rotas dos elementos e substâncias dissolvidas em reservatórios são determinados pelos processos físicos de transporte, circulação e mistura vertical e as escalas temporais e espaciais (ROMERO & IMBERGER, 1999). Há grandes diferenças de circulação entre reservatórios profundos (100 metros de profundidade ou mais) e reservatórios rasos (< ou igual a 5 metros) (TUNDISI & STRASKRABA, 1999).

Em reservatórios rasos, polimíticos a carga interna pode ser imediatamente mobilizada em função dos efeitos da circulação vertical e da resuspensão de sedimentos.

Nestes reservatórios como salienta Granadeiros Rios (2003), as forçantes meteorológicas como ventos, radiação solar, tem um papel fundamental na circulação horizontal e vertical e, portanto interferem decisivamente nos processos biogeoquímicos nestes reservatórios.

As escalas temporais reduzidas em reservatórios rasos, polimíticos, promovem processos bioquímicos extremamente importantes quantitativamente, especialmente em relação aos ciclos do fósforo, carbono e nitrogênio nesses reservatórios. Processos de oxidação/redução, que ocorrem em acoplamento à circulação vertical e horizontal, concentração de oxigênio dissolvido são fundamentais nesses sistemas.

Os movimentos das massas de água em reservatórios são impulsionados pelos ventos (força e direção), pelas trocas energéticas na superfície, pela dinâmica dos processos de advecção e pelas regras operacionais do sistema, que são fundamentalmente as vazões de descarga que podem ser únicas ou derivadas de várias comportas situadas as diferentes profundidades (STRASKRABA *et al.*, 1995).

O tempo de retenção nos reservatórios que é variável e depende de regras operacionais, usos de água têm um papel importante na circulação vertical e nos ciclos biogeoquímicos.

A advecção dos tributários é outro processo importante. A Figura 33 mostra a evolução das águas das cabeceiras no reservatório Carlos Botelho (Lobo/Broa) (GRANADEIRO RIOS, 2003) e evidentemente os processos biogeoquímicos que o acompanham como por exemplo a distribuição horizontal do carbono, fosforo e nitrogênio ilustram estas interações.

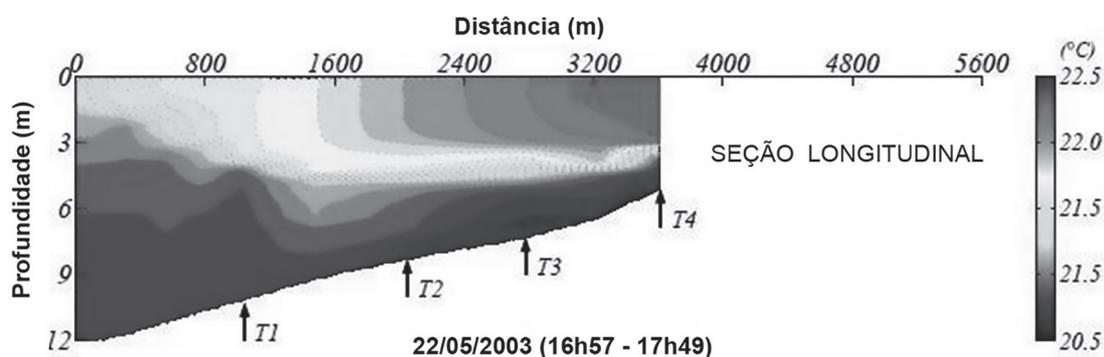


Figura 33 – Seção longitudinal na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa). Fonte: Granadeiro Rios, 2003 - Tese de Doutorado UFSCar.

Taxas de degradação foram estimadas por Walker (1985) em $0,1 \text{ m}^3 \times \text{mg}^{-1} \times \text{ano}^{-1}$. A etapa final nesse processo é correlacionar a nova concentração de fósforo com uma medida de predição de nova biomassa do fitoplâncton expressa como clorofila. O gerente pode utilizar estas equações e os conceitos para promover a implantação das tecnologias de controle do fósforo e para atingir as metas de redução de carga interna. A avaliação das tecnologias a introduzir deve considerar também custos e processos econômicos envolvidos.

O ciclo do carbono em Represas

O ciclo do carbono em represas tem o mesmo grau de dinâmica e complexidade que os ciclos do fósforo e nitrogênio. Deve-se também distinguir neste ciclo, os componentes particulados e dissolvidos que são importante componente desta dinâmica, A Figura 34 apresenta os detalhes deste ciclo.

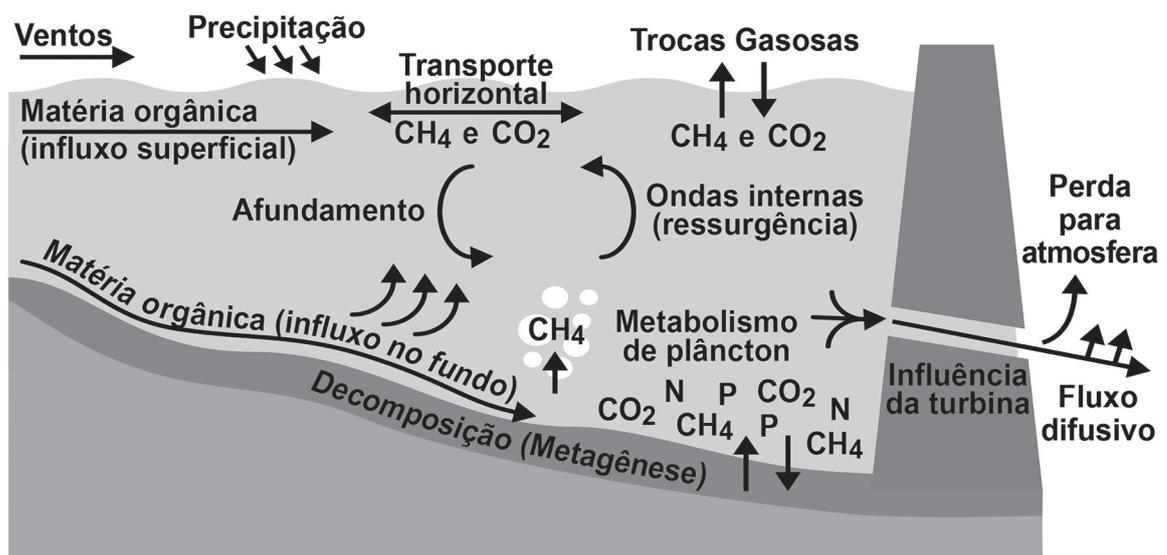


Figura 34 – Esquema do ciclo do Carbono em Represas. Fonte: Ometto et al., 2011.

A Figura 35 detalha todos os processos relacionados com o ciclo de nutrientes nos reservatórios.

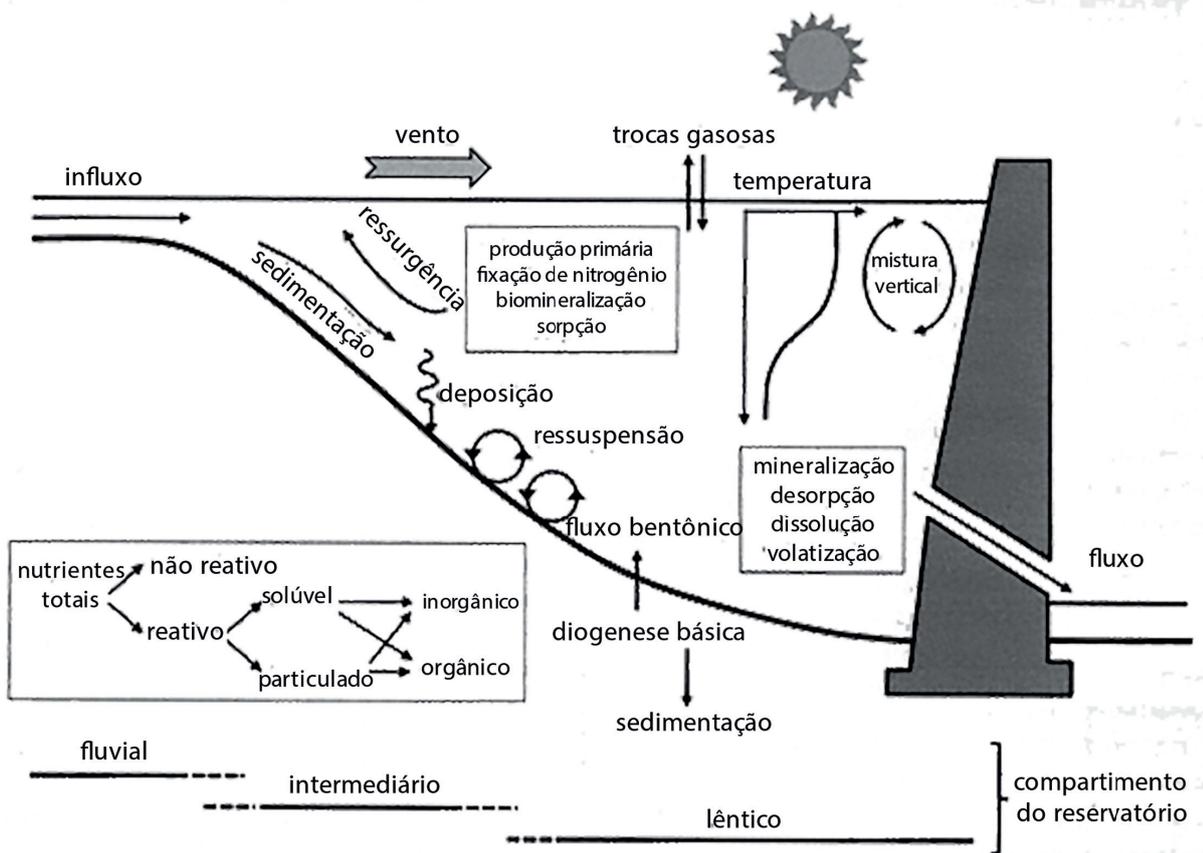


Figura 35 – Processos relacionados com os ciclos biogeoquímicos em represas. Fonte: Van Capellen *et al.*, 2016.

Capítulo 7

O Sedimento das Represas

Os reservatórios situados nas bacias hidrográficas são coletores de todos os diferentes processos que ocorrem nessas bacias. As diversificadas atividades humanas que vão desde o uso intensivo do solo, a aplicação de defensivos agrícolas, nutrientes, constituem uma carga difusa e pontual, orgânica e inorgânica que é transportada pela rede hidrográfica para os reservatórios, e, conseqüentemente acumula-se no sedimento. A maioria dos contaminantes como metais pesados ou outros componentes é, portanto, permanentemente adicionada aos sedimentos de lagos, rios e represas. Muitos destes componentes são matéria particulada e, ao longo do tempo vão se acumulando através de anos e décadas nos corpos de água continentais dos quais as represas constituem significativos componentes. Sedimentos e os organismos a eles associados são, portanto, indicadores muito importantes da contaminação ambiental com impactos ecológicos potenciais muito evidentes em vários casos ou menos óbvios em outros casos.

De qualquer forma sedimentos em reservatórios não são componentes ou compartimentos estáticos dos mesmos. Sedimentos, não são inertes mas são sistemas dinâmicos com interações físico-química-biológicas de alta complexidade e intensidade e que dependem do tipo de sedimento, das condições físicas e químicas das águas sobrejacentes aos sedimentos e do componente biológico.

Contaminação de sedimentos é um tema de alta preocupação mundial e a Sociedade da Saúde dos Ecossistemas e Gerenciamento promove inúmeras discussões, simpósios e publicações sobre estes importantes processos ao nível de sedimentos (MUNAWAR, 2003).

Muitos métodos *in situ*, técnicas de laboratório, foram desenvolvidos para testar a contaminação dos sedimentos de acordo com os protocolos. Gradientes de toxicidade crônica foram identificados para os diferentes tipos de sedimentos, sua composição química, granulometria e qualidade da água intersticial. Os diferentes sedimentos analisados foram contaminados por efluentes de poluição industrial, municipal e agrícola incluindo compostos orgânicos, metais, amônia, hidrocarbonetos polimídicos aromáticos.

Para avaliar o grau de contaminação de sedimentos das represas e sua importância questões fundamentais devem ser consideradas:

- Como os contaminantes chegam às represas?
- Estes contaminantes são biodisponíveis?
- Há uma resposta que pode ser medida?
- Os contaminantes estão causando esta resposta?

Os metais ou vários contaminantes nos sedimentos podem ser acumulados pelos organismos, causam efeitos deletérios nos mesmos, podem ser transportados através das cadeias

alimentares, e sua determinação pode ser realizada através da análise de tecidos de organismos contaminados.

Os sedimentos em represas podem conter muitos nutrientes em quantidades muito superiores aquelas encontradas na coluna de água. Portanto, sedimentos com alta concentração de fósforo e nitrogênio são componentes importantes para a aceleração da eutrofização em represas.

Por exemplo, na Suécia, no verão, 99% do fluxo principal de nutrientes é proveniente dos sedimentos (MURPHY, *et al.*, 2003). Mesmo com o controle externo da entrada de nutrientes nas represas, o fluxo interno de nutrientes pode manter por décadas a eutrofização. Qualquer processo de restauração, portanto, de represas ou lagos, deve considerar o controle dos sedimentos: isolamento, remoção, tratamento químico ou outras tecnologias que possam reduzir o impacto destes sedimentos na continuidade da eutrofização.

A liberação de fósforo dos sedimentos é a principal causa do impacto do sedimento na eutrofização de represas. A relação precipitação de fósforo liberação de fósforo do sedimento está relacionada em muitos casos com a presença de ferro, o qual pode ser um agente de oxidação e um agente de complexação. Se houver anoxia no sedimento, óxido ferroso é liberado para a coluna de água acelerando a eutrofização. Com maior concentração de oxigênio na água e ausência de anoxia, óxido férrico se precipita tornando insolúvel a disponibilidade de fósforo. A aplicação de hidróxido de cálcio e sulfato de alumínio deposita uma nova camada na superfície dos sedimentos; estes dois compostos, reagem com o fósforo no sedimento e impedem a liberação deste elemento para a coluna da água.

Mozeto *et al.*, (2003) determinaram as concentrações de metais e nutrientes no sedimento de represas do Estado de São Paulo, especialmente aquelas localizadas na Região Metropolitana de São Paulo: Billings, Guarapiranga e o reservatório Rio Grande, um braço de Billings isolado desta represa.

Os sedimentos analisados foram coletados em tubos (10 cm diâmetro; 50 cm altura – “cores”) simultaneamente com coletas de água. As análises químicas do sedimento consistindo em porções de 0 - 2 cm e 2 - 4 cm foram realizadas para metais (fração fracamente ligada) – Cd, Ni, Zn, Pb, Cu, Hg, concentrações de carbono total, nitrogênio total, e determinação das espécies químicas de fósforo (P total); (P inorgânico); (P orgânico). As estimativas para o acúmulo de sedimentos nestes reservatórios estão em torno de 0.4 cm x ano⁻¹. As represas Guarapiranga e Rio Grande, apresentaram dados comparáveis de P, C, e Nitrogênio Total no sedimento. A represa Billings apresentou resultados 1% mais elevados destes elementos. Enquanto que na Represa Billings não houve uma alteração significativa com a profundidade do sedimento as Represas Guarapiranga e Rio Grande apresentaram significantes contribuições e aumento do estrato inferior para o estrato superior do sedimento.

Apesar de que a composição da fração bioavaliável de fósforo ser alta nesses reservatórios, Mozeto *et al.*, (2003) concluíram que as altas taxas liberadas para a represa de Guarapiranga, (8 - 18 mg H₂ PO₄ × cm⁻² × ano⁻¹) não atingem a zona eufótica do reservatório e, portanto, não contribuem para o aumento de produção primária e eutrofização. Os autores concluem que a parte superior do sedimento da represa Billings depositou-se depois de 1993 quando os bombeamentos do Rio Pinheiros cessaram, diminuindo, portanto, a contribuição de material particulado a partir desta fonte.

Os sedimentos das represas do Rio Grande e Guarapiranga apresentaram também altas concentrações de cobre, devido ao uso de sulfato de cobre na água para controlar os florescimentos de cianobactérias.

Estes dados mostram a complexidade das interações do sedimento de represas com a coluna de água, com a biodisponibilidade de metais e fósforo e com a composição do sedimento em fração do tempo e dos diferentes impactos cumulativos nas represas.

Também apresentam uma visão mais ampla do papel do sedimento na eutrofização e na complexidade das tendências de toxicidade das águas para os organismos e para o homem caso o reservatório seja utilizado para o abastecimento humano.

Estudos de contaminantes na água e sedimento da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) foram realizados por Gatti (2015). Estes estudos foram realizados ao longo dos tributários da represa, e no sedimento do reservatório.

Estimaram-se os efeitos temporais e espaciais de fontes pontuais e difusas de poluição, e sua combinação na deposição dos sedimentos. Estimaram-se também a partir destes dados obtidos, como a fração antrópica e alterações produzidas afetam as funções ecológicas do ecossistema.

Dentre as principais conclusões resultantes deste trabalho, verificou-se que um dos dois tributários principais o Ribeirão do Lobo apresentou dados de concentração mais elevados para todos os componentes (Fe, Zn, Al, Cu, Mn, Fósforo total, Nitrogênio total) durante o período chuvoso, em contraste com resultados mais baixos no período seco. O outro tributário principal Rio Itaqueri, apresentou altas concentrações nos mesmos componentes – metais, fósforo e nitrogênio – nas duas estações do ano período chuvoso e período seco.

Variações de transporte de fósforo e nitrogênio para o sedimento do reservatório, ocorreram ao longo dos tributários. Gatti (2015) relatou concentrações mais elevadas de fósforo biodisponível no reservatório do que nos sedimentos. Nos rios e tributários o transporte de material em suspensão particulado tem um papel fundamental no transporte de fósforo para o sedimento do reservatório. Atividades agrícolas dispersas nos solos da bacia hidrográfica no entorno do reservatório, contribuem com partículas muito finas de sedimento que se acumula no fundo da represa, e, portanto representando um impacto cumulativo permanente. Uma das conclusões principais deste trabalho é a de que a drenagem da superfície e o intemperismo contribuem decisivamente para o aporte de material aloctone para o sedimento e para a concentração de metais e matéria orgânica.

Os reservatórios têm um papel importante na retenção de sedimentos devido a processos físicos como tamanho das partículas, área de superfície das partículas, carga das partículas, e processos químicos, tais como capacidade de troca iônica, composição dos sedimentos, co-precipitação, adsorção e complexação de metais na superfície dos sedimentos. Em frações mais finas, há maior acúmulo de metais nos sedimentos; no caso da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) Gatti (2015) relata que as partículas mais finas de sedimento é que representam um mecanismo fundamental para o acúmulo de nutrientes e metais no ecossistema. Enquanto o pH e potencial redox estiverem em condições apropriadas, e favoráveis para a oxidação, os elementos Al, Fe, Mn e P ficarão retidos no sedimento. Condições anóxicas nas águas mais profundas próximas do sedimento, e resuspensão subsequente do sedimento por ação de ventos (> 10 km/h) podem colocar fósforo à disposição do fitoplâncton na coluna de água.

Straskraba (1999) relata a importância da relação tempo de retenção e retenção de sedimentos em reservatórios. Em reservatórios em cascata no médio Tietê, retenção de P total pode ocorrer até 80% dependendo do tempo de retenção.

Os perfis verticais dos sedimentos podem detectar a história das represas e a sua contaminação desde a época da sua construção até os dias atuais. O trabalho realizado por Bicudo

& Bicudo (2017) sobre a paleolimnologia da Represa de Guarapiranga é um estudo avançado nesta área.

Outro trabalho importante relativo ao sedimento e a biodisponibilidade de metais, foi realizado por Pompeo *et al.*, (2013) na represa de Guarapiranga na região Metropolitana de São Paulo. Diferentes experimentos, valores guia de qualidade do sedimento, valores de referência regionais, e testes ecotoxicológicos agudo/crônico em água e sedimento foram aplicados. Nos testes ecotoxicológicos, segundo estes autores, o sedimento apresentou maior potencial tóxico do que a água, mas este potencial não pode ser atribuído apenas aos elevados teores de metais. Os fatores que atuam na disposição, dinâmica, biodisponibilidade e toxicidade dos metais no sedimento da represa de Guarapiranga, segundo Pompeo *et al.*, (2013) são: complexação com sulfetos, matéria orgânica, frações granulométricas finas e de valores de pH.

As aplicações do sulfato de cobre para controlar o florescimento de cianobactérias contaminaram o sedimento. Heterogeneidade espacial horizontal no sedimento foi detectada neste trabalho.

Os estudos com a sedimentação em represas e de qualidade do sedimento, sem dúvida, são fundamentais para detectar o importante papel deste compartimento na ecologia dinâmica das represas. O sedimento nestas represas, é resultado de processos internos, de permanente contribuição de matéria orgânica e inorgânica da coluna de água dos reservatórios, e a poluição difusa e pontual das ações antrópicas nas bacias hidrográficas. A heterogeneidade espacial da composição química do sedimento é um importante conhecimento a ser adicionado aos estudos uma vez que pode identificar áreas de intensa contaminação e áreas livres com pouca concentração de substâncias tóxicas.

Estes estudos e determinações químicas, físicas e biológicas no sedimento são também fundamentais para o gerenciamento dos reservatórios e a adoção de tecnologias de prevenção e recuperação desses ecossistemas. A concentração de fósforo no sedimento é causa de uma carga interna em reservatórios que vai aumentando com o tempo se não houver tratamento ou remoção deste sedimento. A Tabela 19 mostra aspectos positivos e limitações da avaliação de sedimentos.

Tabela 19 – Limitações e aspectos positivos de avaliação de sedimentos em sistemas aquáticos.

Aspectos Positivos	Limitações
Critério – Fácil uso, utilidade comprovada, uso extenso	Critério – Único, causalidade, extrapolação
Biota – Certeza; integrador de longo período; interesse público	Biota – Causalidade, efeitos indiretos, estressores naturais
Bioacumulação – Modelos de risco, uso extenso, medidas de longo prazo	Bioacumulação – metabolismo, acumulação, efeitos iniciais
Toxicidade (laboratório) uso amplo, grande utilidade, mecanismo integrador	Toxicidade (laboratório) causalidade, custos crônicos, estressores naturais
Identificação da avaliação de Toxicidade (IAT) espécies químicas tóxicas; causalidade	IAT (laboratório) Artefatos; Insensibilidade

Fonte: Munawar, 2003.

Capítulo 8

A Colonização dos Reservatórios

As condições peculiares dos reservatórios resultam em situações biológicas e sucessões ecológicas diferentes dos lagos, na dimensão espacial e temporal. A biologia de reservatórios é particularmente influenciada por:

- *Os efeitos de turbulência e estratificação.*
- *Os efeitos do tempo de retenção.*
- *As cargas de nutrientes provenientes das bacias hidrográficas.*
- *Os controles de gerenciamento aplicados aos reservatórios e seus efeitos.*
- *As comunidades biológicas das bacias hidrográficas onde está construído o reservatório.*
- *O período e as características da fase de enchimento.*

Portanto a compreensão das características biológicas dos reservatórios (composição da biota, produção de matéria orgânica, sucessão espacial e temporal das populações) em conjunto com as características físicas e químicas é essencial para o seu gerenciamento. Muitos usos múltiplos dos reservatórios como suprimento de água para abastecimento, pesca, recreação são dependentes dos efeitos das comunidades biológicas (especialmente populações de algas planctônicas e macrófitas aquáticas) e suas interações com a qualidade da água.

Portanto, as colonizações dos reservatórios dependem da situação ecológica das suas águas, durante e após o enchimento. E uma parte importante da biota aquática que povoa o reservatório provém da bacia hidrográfica no qual está inserido. Por exemplo, a fauna íctica depende das espécies nativas de peixes que habitam os tributários e o rio principal (FERNANDO & HOLCICK, 1991). Poucas espécies nativas dos rios, adaptadas aos ambientes lóticos, sobrevivem no ambiente lêntico do reservatório.

As águas pelágicas e as águas profundas em reservatórios profundos (50 - 100m) são pouco utilizadas pelas espécies que povoam os reservatórios. Consequentemente a zona pelágica é um habitat pouco utilizado. A introdução de espécies exóticas que pode utilizar estas áreas é um recurso para aumentar a produtividade pesqueira em reservatórios.

As condições anômalas criadas para os peixes nativos que habitam ambientes lóticos são a criação desta zona pelágica, e a drástica redução de velocidade de corrente. O número de espécies de peixes, em reservatórios recentemente fechados, é muito menor do que o número de espécies das bacias hidrográficas adjacentes ou dos rios tributários (ver Cap. 11). Peixes podem se concentrar em áreas mais rasas dos reservatórios, nos tributários e nos seus estuários nas represas, deixando a zona pelágica livre. Se espécies lacustres já existem nas bacias hidrográficas, naturalmente os reservatórios podem ser colonizados por elas. No caso da zona pelágica clupeídeos podem colonizar esta região do reservatório. Há vários exemplos para reservatórios da África, Tailândia, Bangladesh (FERNANDO & HOLCICK, 1991) em que

colonização natural por clupeídeos ocorreu. Estas espécies do clupeídeos podem aumentar o potencial de produção pesqueira rapidamente com a exploração da zona pelágica.

De um modo geral a colonização de reservatórios pela biota aquática é um processo lento com muitas sucessões e variadas organizações espaciais, temporais e reorganização da rede trófica. Um dos exemplos mais marcantes da colonização de reservatórios refere-se ao crescimento maciço de macrófitas aquáticas.

Em represas da África e da Ásia, espécies de macrófitas aquáticas também endêmicas dos trópicos da América do Sul, como *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata* transformaram-se em grandes problemas.

Essas espécies de macrófitas, geralmente localizadas nas lagoas marginais de rios, antes do início da construção do empreendimento, podem ocupar rapidamente a área inundada, causando problemas de gerenciamento e com grandes ameaças à saúde pública. Em Curua Una, cerca de 27% da superfície do lago estava coberta por *Eichhornia crassipes*, *Scirpus cubensis*, *Pistia stratioides* e *Paspalum repens* (JUNK, 1982).

Devido ao inoculo presente na bacia hidrográfica, temperaturas de superfície da água mais elevadas, maior concentração de nutrientes esta colonização é muito rápida como foi o caso da Represa de Tucuruí, no Rio Tocantis (WCD, 2000).

Em Tucuruí um crescimento maciço de *Salvinia auriculata* ocorreu imediatamente após o enchimento do reservatório, o que durou 18 meses. No reservatório de Tucuruí entre 1996 e 1997, as seguintes espécies de macrófitas aquáticas ocorreram:

- *Eichhornia crassipes*
- *Ludwigia sp*
- *Paspalum repens*
- *Montrichardia sp nsis*
- *Scirpus cubensis*
- *Typha ininterrupta van hirsuta*
- *Typha dominguensis*

Fonte: Eletronorte, 1998.

Taxas de crescimento de 9, 7% ao dia foram obtidas por Bianchini Jr. (1997), em condições experimentais, para *Salvinia auriculata*.

A Tabela 20 apresenta a área ocupada pelas macrófitas aquáticas no reservatório de Tucuruí, considerando-se que a área do reservatório é de 2.800 km².

Tabela 20 – Área ocupada por macrófitas aquáticas em Tucuruí.

Ano	Recobrimento (%)	Área estimada km ²
1986	39, 16	1096, 48
1988	24, 12	675, 36
1990	15, 60	436, 80
1992	12, 61	353, 08
1994	10, 60	296, 80

Fonte: WCD, 2000. *Estudo de caso brasileiro, relatório final*.

Novo *et al.*, (1997) destacaram que a biomassa de macrófitas aquáticas em Tucuruí, entre maio de 1996 e abril de 1997, apresentou valores de 6.243 ton./km² para a biomassa emersa, valores estes bastante elevados.

Um dos problemas mais sérios referentes à colonização por macrófitas aquáticas é o de associação entre estas plantas e a proliferação de vetores de doenças de veiculação hídrica. A associação entre macrófitas aquáticas e a proliferação de insetos transmissores foi relatada para Tucuruí pelo INPA, (1983). Associações entre *Pistia stratioides* e espécies de *Mansonia perturbans* e *Mansonia titillans* e de *Culex* sp encontradas na Flórida, USA; entre *Pistia stratioides* e várias espécies de *Anopheles* sp no canal do Panamá, entre *Eichlornia* sp e *Pistia* sp e *Anopheles darlingi* no sudeste do Brasil e entre *Eichlornia crassipes* e *Culinideos*, *Tabanídeos* e *Quironomídeos* no Rio Paraná (FORATINI, 2002).

Eletronorte (2000) descreveu o encontro de larvas de 7 espécies de *Anopheles* sp entre as raízes de *Salvinia auriculata*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratioides* e *Ricciocarpus natans* no reservatório de Tucuruí.

De um modo geral após a colonização inicial e a infestação que pode ocupar grandes áreas dos reservatórios, com o esgotamento de nutrientes há uma redução gradual da colonização. Entretanto a matéria orgânica mostra que decorre destas grandes massas de macrófitas pode acumular-se no sedimento do reservatório ocasionando problemas adicionais de carga interna (WALKER *et al.*, 1999.)

Quando se inicia o processo de eutrofização pode ocorrer nova infestação de macrófitas aquáticas em uma fase mais avançada da idade do reservatório. Um dos efeitos do reservatório que interfere no processo de colonização é a interferência no ciclo do ecossistema lótico, uma vez que a operação do reservatório, altera, elimina ou reduz o ciclo hidrológico natural dos rios. A resposta da biota aquática a estes eventos é a redução na diversidade de espécies, tornando-se o sistema mais simples especialmente nos primeiros anos de enchimento que são evidentemente uma fase heterotrófica e instável do sistema (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

O crescimento das macrófitas aquáticas e de algumas espécies de peixes de forma mais intensa e rápida, refere-se a espécies oportunistas que se estabelecem no ecossistema em transição. O período de fase de enchimento dos reservatórios pode variar entre alguns dias (5 a 10 dias) algumas semanas (80 a 100 dias) ou por vários anos (2 a 3 anos) dependendo do volume de água do reservatório necessário para a operação, da relação reservatório/bacia hidrográfica, das características construtivas, e também dependendo de ajustes ambientais e sociais como por exemplo tempo para relocação de populações atingidas, preparo de bacias hidrográficas para inundação, como por exemplo o desmatamento.

A colonização de outros componentes da biota aquática depende das condições do reservatório durante a fase de enchimento. Por exemplo, a colonização do perifíton depende de substratos que pode ser a floresta inundada. Sem o corte de árvores da floresta original há uma oferta de substrato altamente efetiva para perifíton como constatado por Tundisi & Matsumura-Tundisi (2013a) para as represas de Samuel e Tucuruí (Ver Foto no capítulo Perifíton). Tundisi *et al.*, (1993) descreveram uma nova rede alimentar formada em Tucuruí com a utilização de perifíton crescendo no substrato da floresta inundada, *Macrobrachium amazonicum* (camarão) alimentando-se deste perifíton e *Cichla ocellaris* (Tucunaré) alimentando-se do camarão.

Van der Heide (1982) discute a importância do substrato da vegetação inundada para a rede alimentar na Represa de Brokopondo (BISWAS, 1969) demonstrou a importância da produtividade do perifíton para o Lago Volta, na África.

A colonização das espécies de plâncton no reservatório, também depende da composição da fauna zooplânctônica e do fitoplâncton nos rios e lagoas marginais antes do enchimento do reservatório. As densidades das populações planctônicas durante o período de enchimento apresentam grandes flutuações e há uma rápida sucessão de espécies que muda espacialmente e temporalmente. Rotíferos e protozoários que são parte importante do plâncton encontrado em rios são substituídos por Cladóceros e copepodes Calonoides e Ciclopoides.

Van der Heide (1982) relatou a existência de grandes biomassas de diatomáceas e cianobactérias no sedimento de rios, e que se desenvolveram rapidamente após o fechamento do reservatório e o início da inundação. O plâncton do Rio Suriname que deu origem ao reservatório de Brokopondo era relativamente pobre em espécies e que resultou em colonização por espécies bentônicas localizadas principalmente na zona de transição tributários – reservatórios. O plâncton destas regiões de transição caracterizou-se por espécies de Eudorina, e Euglenophyceae. Nesta zona de transição, um complexo Eudorina/Euglenophyceae/Gastrotricha/Rotífera/Crustáceos prevaleceu, mas este conjunto durou apenas dois meses. Densas populações de *Volvox* sp ocorreram na fase de enchimento colonizando todo o reservatório.

Quando o reservatório Brokopondo se estabilizou na zona considerada “lacustre” crustáceos eram dominantes, e Chlorophyceae coloniais sendo que *Eudorina* também estava presente nesta zona.

Grandes flutuações na composição de plâncton durante o período de enchimento e na fase de colonização ocorreram no reservatório Brokopondo (Van der Heide, 1982), no Lago Volta (BISWAS, 1969), e em vários reservatórios africanos (MCLACHLAN, 1974) e em reservatórios da Rússia (RZOSKA, 1966). Estas alterações no tempo e no espaço sem dúvida são devidas as mudanças rápidas nas atividades metabólicas, especialmente nos reservatórios tropicais; entretanto em todos os processos que ocorreram ao longo dos estudos de colonização ficou evidente que após a fase inicial de enchimento e o período de estabilização ocorreu uma estabilização da fauna e flora planctônica e uma sucessão temporal.

Por exemplo, para o Lago Volta (reservatório), Obeng (1973) descreve que após a fase de enchimento, cianobactérias e diatomáceas eram dominantes, *Oscillatoria* e *Microcystis* apresentavam grandes florescimentos, e o zooplâncton era composto de rotíferos e crustáceos.

A colonização dos reservatórios nas fases pós-enchimento, e, para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, depende das alterações estruturais do sedimento; Brandinmarte *et al.* (1999) demonstraram que para o reservatório de Mogi-Guaçu (SP) ocorreu para a comunidade bentônica uma fase de desestabilização inicial, com alterações nos valores de densidade total e riqueza taxonômica. Em seguida houve uma fase de recuperação caracterizada principalmente pela maior taxa de sedimentação da matéria orgânica no reservatório. Entretanto a fauna bentônica a jusante foi bastante impactada, devido, provavelmente à redução do transporte de sedimento ocasionada pelo barramento. As áreas de transição durante as fases de pós-enchimento e estabilização, como as áreas alagadas na entrada de tributários nos reservatórios apresentam um aumento de sedimentos orgânicos e inorgânicos introduzido pelos tributários aumentando, portanto, a oferta de alimentos e substrato para

os organismos, o que explica em parte a maior densidade e riqueza de Chironomídeos nessas regiões (, 2001).

Um trabalho bastante profundo e esclarecedor sobre os impactos do represamento na comunidade fitoplanctônica foi realizado por Bicudo *et al.*, (2006). Na fase rio o fitoplâncton do Rio Paranapanema foi caracterizado pelas diatomáceas sendo destaque *Aulacoseira granulata*.

Espécies oportunistas de nanoflagelados (*Rhodomonas lacustris*) desenvolveram-se imediatamente após o enchimento, e, após dois anos de represamento ocorreu um aumento de riqueza e diversidade de espécies, representada principalmente por diatomáceas e microplâncton. A alteração do regime de fluxo produzida pelo represamento foi, segundo Bicudo *et al.*, (2006) uma das causas principais das modificações pré e pós enchimento no reservatório de Rosana no rio Paranapanema.

Portanto, o quadro geral que se pode estabelecer quanto à colonização de represas é o seguinte:

- Uma fase inicial, imediatamente após início do enchimento onde alterações e sucessões temporais e espaciais se sucedem rapidamente em todos os componentes da comunidade biótica. Esta fase, eminentemente heterotrófica, é denominada de desequilíbrio trófico na qual ainda ocorre durante o enchimento um pico de biomassa de espécies oportunistas (“trophic upsurge”).
- A fase seguinte após o completo enchimento é uma fase de estabilização onde, comunidades se consolidam ocupando as regiões lânticas, dos tributários, as zonas de transição e as zonas lacustres.
- Uma fase de “equilíbrio trófico”, onde comunidades aquáticas se estabilizam a sucessão temporal e espacial ocorre de acordo com as variações hidrodinâmicas, climatológicas e o gerenciamento do reservatório.
- Uma fase de maturidade onde após a estabilização o reservatório está submetido aos efeitos das atividades humanas. Esta fase pode ter ampla ou curta duração, dependendo do controle e magnitude dos impactos, e do gerenciamento a eles acoplados.

Os principais impactos que ocorrem com a comunidade íctica durante o período de enchimento serão discutidos com detalhe no capítulo dedicado à fauna íctica.

Capítulo 9

O Fitoplâncton

Reservatórios funcionam permanentemente sob as ações climatológicas, hidrológicas e das regras de operação que delimitam tempo de retenção, e interferem no processo de estrutura vertical física e química destes ecossistemas artificiais. Deve-se acrescentar como mecanismo fundamental que as bacias hidrográficas e as atividades humanas nessas bacias, como usos do solo, uso de nutrientes N, P, como fertilizantes agrícolas, e também descargas de esgotos não tratados a partir dos tributários interferem nos reservatórios produzindo impactos, instabilidades e pulsos (HARRIS, 1980, 1986).

Segundo Odum *et al.* (1995), enquanto o estado estável (“steady-state”) parece ser o resultado final do desenvolvimento na natureza, um conceito mais realístico, é o de que a natureza apresenta pulsos, que tem um papel fundamental na composição de espécies das diferentes comunidades, na estrutura das comunidades, e na sucessão. Em represas que são ecossistemas artificiais esses pulsos tem diversas origens e a comunidade fitoplanctônica apresenta respostas quase imediatas a estas influências dos pulsos que podem causar instabilidades rápidas ou de longa duração.

Todos estes conjuntos de processos determinam a frequência de pulsos que atuam em todo o reservatório ou em seus compartimentos influenciando a sucessão temporal e espacial do fitoplâncton e a estrutura das comunidades destes produtores primários. Segundo Straskraba & Tundisi (1999), a intensidade das interações promovidas pelos pulsos ocorre em função da morfometria do reservatório, do volume, profundidade média e características resultantes da construção: altura das descargas de água dos vertedouros, ou das turbinas (no caso de represas hidroelétricas). Os ciclos climatológicos tem um papel muito importante nesta intensidade pois dimensionam os efeitos e impactos a partir das ações dos ventos e da hidrologia (TUNDISI *et al.*, 2006b; REYNOLDS, 1986, 1992; HORNE & GOLDMAN, 1983).

Deve-se ainda considerar que o fitoplâncton dos reservatórios é resultado da colonização a partir das bacias hidrográficas, uma vez que as assembleias fitoplantônicas de lagoas marginais aos rios ou em regiões do rio com baixa circulação fornecem os componentes iniciais para esta colonização. Fatores posteriores que interagem na consolidação das assembleias fitoplanctônicas dos reservatórios é o transporte por pássaros e introdução de espécies exóticas de peixes que são elementos de transporte de espécies que também colonizam o reservatório.

Em estudo realizado em 30 reservatórios pertencentes e em tributários do Rio Paraná, Rodrigues *et al.*, (2005b), demonstraram a existência de 171 taxons distribuídos em 9 classes taxonômicas. A classe *Chlorophyceae* representada pelas ordens *Chlorococcales* apresentou o maior número de táxons (75) sendo *Scenedasmus* e *Monoraphidium* com maior número de espécies.

Na maioria dos reservatórios estudados os valores de biomassa fitoplanctônica foram baixos e inferiores a $2\text{mm}^3 \times \text{l}^{-1}$. A relação Zeu/Zm (Zona de mistura/Zona eufótica) foi examinada neste estudo. A razão Zeu: Zm foi maior no período chuvoso. Turbidez representada por aporte de sedimentos em suspensão reduziu a zona eufótica nos reservatórios. Nos reservatórios com baixo tempo de retenção ocorreu mistura completa de coluna de água, tanto no período chuvoso quanto no período seco. A relação Zeu/Zm é fundamental para o desenvolvimento do fitoplâncton e a sucessão de espécies em reservatórios (TUNDISI, 1990). Portanto, a composição e abundância do fitoplâncton dependem destes fatores. Concentração de nutrientes, profundidade da zona eufótica, diferenças na zona de mistura são também fatores preponderantes nesta sucessão (HOYER *et al.* 2009).

A ocorrência de cianobactérias nos reservatórios está associada à crescente eutrofização, e, principalmente ao aporte de nutrientes a partir da bacia hidrográfica.

O Ciclo Estacional do Fitoplâncton em Represas

Quanto ao ciclo estacional do fitoplâncton em represas, e à sucessão de espécies há exemplos de estudos de caso muito bem documentados em vários reservatórios do Brasil.

Tundisi & Hino (1981) determinaram as estações de crescimento e a sucessão de espécies na Represa UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). A existência de gradientes horizontais e heterogeneidade espacial foram segundo estes autores a causa principal da alta diversidade de espécies neste reservatório. As alterações nas condições físicas e químicas ao longo do eixo principal do reservatório estabeleceram as condições preponderantes para a sucessão de espécies do fitoplâncton neste eixo espacial (NAKAMOTO *et al.*, 1976). Por outro lado, como o ciclo principal de eventos nesse reservatório, está relacionado com precipitação no verão e ventos no inverno, o ciclo de nutrientes e a sucessão temporal do fitoplâncton estão relacionados com estes episódios. Portanto limitação de nutrientes e sua distribuição posterior da zona eufótica por ação da precipitação e ventos são fatores fundamentais na sucessão fitoplanctônica nesta represa (TUNDISI, 1977). Este pode ser o caso para muitos outros reservatórios rasos (Prof < 5m).

Durante o inverno a remoção de colônias de *Aulacoseira itálica* do sedimento do fundo, e a distribuição de nutrientes na zona eufótica são responsáveis pelo aumento da biomassa destas diatomáceas na coluna de água (efeito do vento) (LIMA *et al.*, 1978), Figura 36. A dominância de *Chlophyceae* nas regiões mais oligotróficas do reservatório durante os períodos de verão e outono é característica. Crescimento sincrônico das colônias de *Aulacoseira itálica* ao longo do eixo principal do reservatório da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) foi determinado por Nakamoto *et al.* (1976). Pesquisas mais recentes relacionados com mudanças climáticas e impactos na sucessão fitoplanctônica foram realizados por Tundisi *et al.*, (2015a). O desenvolvimento de uma espécie invasora (*Cylindrospermopsis raciborskii*) sob impacto de mudanças globais nesse reservatório alteraram de forma drástica o processo de sucessão, (**Ver Capítulo Impacto de mudanças climáticas nos reservatórios**).

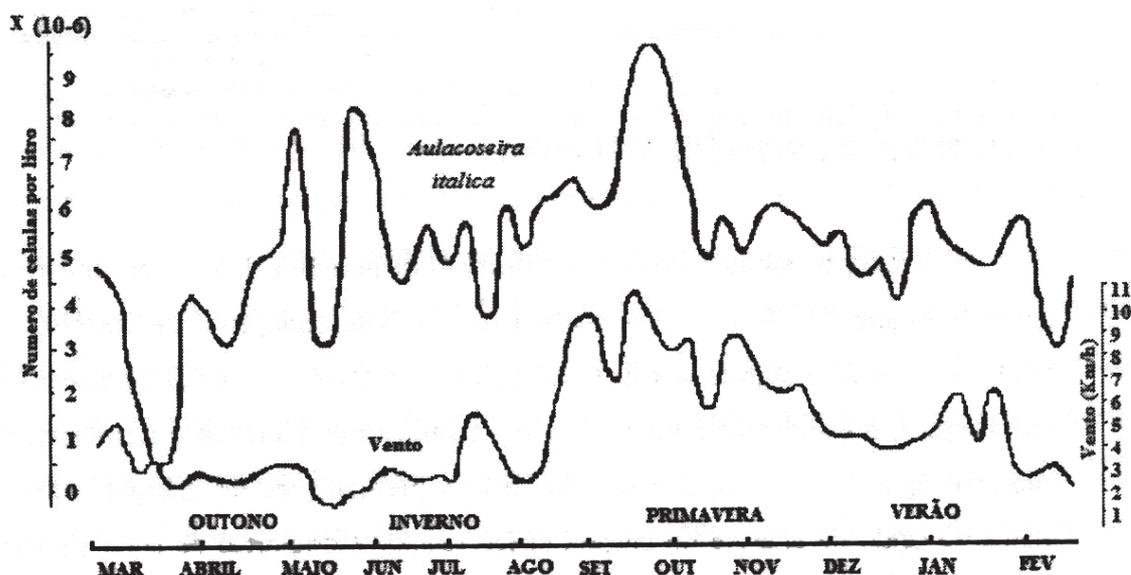


Figura 36 – Ciclo sazonal de *Aulacoseira itálica* na Represa da UHE Carlos Botelho sob efeito do vento. Fonte: Lima et al., 1978.

Em estudo realizado na represa Guarapiranga, na região metropolitana de São Paulo, Beyruth (1996, 2000) apresentou o ciclo sazonal do fitoplâncton nesta represa.

Neste trabalho foram avaliadas as relações entre as assembleias da comunidade fitoplanctônica e as condições físicas e químicas. Atenção especial foi dedicada às condições que favoreceram a ocorrência de florescimentos de cianobactérias no reservatório. O estudo foi circunscrito a quatro períodos intensivos de trabalho: *período moderadamente seco*; *período moderadamente úmido com precipitações*; *período de intensas precipitações*; *período intensamente seco*.

Foram estudados nestes períodos as perturbações periódicas e o tempo de resposta das comunidades fitoplanctônicas a estas perturbações. A maior biomassa total fitoplanctônica, ocorreu durante o período chuvoso. Períodos de baixa riqueza de espécies e baixa biomassa foram observados durante os períodos seco moderado e chuvoso moderado (no início deste). Riqueza de taxa foi mais alta durante o período intensivo seco. O crescimento do fitoplâncton foi limitado pelas baixas temperaturas e baixas concentrações de nutrientes durante os períodos secos moderados e no início do período chuvoso. A resposta da comunidade fitoplanctônica logo após as perturbações físicas produzidas pela precipitação é uma demonstração da rápida resposta do fitoplâncton aos aumentos da concentração de nutrientes (TRAIN & RODRIGUES, 1998).

Diferenças espaciais foram detectadas na represa, em função das características heterogêneas como influxo de tributários, concentrações diferenciadas de nutrientes, efeitos da precipitação e de ventos que promovem os pulsos. Tratamentos com algicidas utilizados para controlar os florescimentos de cianobactérias na represa, tem limitada efetividade devido à rápida resposta deste componente da comunidade fitoplanctônica ao aumento da concentração de nutrientes.

O processo descrito para a Represa de Guarapiranga por Beyruth (2000) enfatiza, portanto o controle físico de sucessão, dominância, riqueza de espécies de fitoplâncton e apresenta a importância de hipótese da perturbação intermediária (SOMMER et al., 1993). Redução na mistura vertical, na turbulência e ausência temporária de advecção dos tributários, pode

produzir um padrão mais organizado de distribuição espacial e possibilitar um acúmulo de espécies e uma organização temporal mais permanente e de mais fácil detecção por amostragens periódicas. A estabilidade da coluna de água é, portanto, um fator essencial na sucessão. É o que acontece em lagos bem estratificados e estáveis durante longos períodos. Entretanto, em sistemas turbulentos ou com hidrodinâmicas complexas como reservatórios, as mudanças físicas e os pulsos periódicos, frequentes ou ocasionais, tornaram-se fundamentais. Nestes casos as relações Zeu/Zmix são limitantes para certas espécies.

A sucessão a longo prazo depende certamente da evolução da represa ou seja de seu “envelhecimento”. O processo de “envelhecimento” do reservatório depende do acúmulo de informações produzidas durante os usos da bacia hidrográfica, e seus efeitos sobre o sistema. Eutrofização é um dos processos recorrentes que atinge reservatórios de todo o planeta, e no Brasil muitas represas artificiais apresentam-se neste estágio de grande concentração de nutrientes e grandes biomassas de cianobactérias como *Microcystis sp* com altas concentrações de clorofila (200 – 500 µg/litro). Eutrofização em represas é um processo importante no padrão de sucessão temporal em represas. Mais recentemente nos últimos dez anos um acoplamento entre mudanças globais (que produziram aumentos de temperatura da superfície da água entre 2°C a 2.5°C) e ausência de precipitação, promove florescimentos das *Cylindrospermopsis raciborskii* uma cianofícea invasora originária de camadas profundas de lagos africanos que tem dominado a comunidade fitoplanctônica de represas e produzindo inúmeras alterações ecológicas com reflexos na qualidade da água e economia regional (ver Módulo V, capítulo 3).

Moura *et al.* 2013, estudou a influência de uma cascata de reservatórios na densidade, riqueza de espécies e distribuição de grupos funcionais do fitoplâncton no rio Contas um rio tropical no Brasil. Este rio tem dois reservatórios, Pedra e Funil. Um padrão longitudinal em densidade de algas foi encontrado durante a estação chuvosa. Nove grupos funcionais foram identificados. O estudo demonstrou uma elevada variação longitudinal na densidade e riqueza de espécies de fitoplâncton, atribuída pelos autores a alterações hidrológicas entre as regiões lóticis e lênticas. As maiores densidades de fitoplâncton e a maior riqueza de espécies foram determinadas nas regiões lóticis dos reservatórios, durante a estação chuvosa.

Precipitação e elevada heterogeneidade de habitats encontradas nos dois reservatórios foram a causa provável dos aumentos de riqueza de espécies, densidade reduzida e alterações nas associações de algas nos reservatórios.

Quando há uma cascata de reservatórios, os ecossistemas artificiais a montante afetam a dinâmica hidrológica, a hidrodinâmica e a circulação vertical dos sistemas a jusante. Os últimos reservatórios de cascata recebem os efeitos e as contribuições de todos os sistemas a jusante (BARBOSA *et al.*, 1999). Estes autores, Barbosa *et al.*, 1999 demonstram que a estrutura da comunidade fitoplanctônica nos vários reservatórios, era afetada pela cadeia de reservatórios no médio Tietê (6 represas).

A descontinuidade entre os sistemas lóticis e lênticos, relativamente à riqueza de espécies e valores de densidade, foram relacionadas a alterações hidrológicas, especificidade de habitat e estacionalidade. Macrófitas aquáticas no reservatório de Funil refletem a causa que afeta a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica: competição por nutrientes; aumento na pressão de predação do fitoplâncton, uma vez que macrófitas são abrigos para o zooplâncton e peixes que podem aumentar a predação; diminuição de penetração de luz na coluna de água reduzindo a radiação fotossinteticamente ativa à disposição do fitoplâncton. A presença de macrófitas pode influenciar a estrutura de comunidade fitoplanctônica:

crescimento de cianobactérias foi dominante; na ausência de macrófitas aquáticas, cianobactérias foram substituídas por clorofíceas, de rápido crescimento.

Em reservatórios a jusante da cascata, mas com influxo de nutrientes da bacia hidrográfica, crescimento e desenvolvimento de cianobactérias é comum, mesmo com a retenção de fósforo que ocorre a partir dos reservatórios de montante (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990).

As principais características hidráulicas e hidrodinâmicas de Represas, representados pelos sistemas de operação, (*vazões afluentes, vazões defluentes, vazão vertida, vazão turbinada*) constituem um envelope importante de funcionamento destes ecossistemas e interferem na sucessão temporal e espacial de espécies do fitoplâncton (KRUK *et al.*, 2010) Flutuações nictimerais, (24 horas) nos pulsos produzidos por ventos ou por mudanças na vazão, produzem oscilações importantes e perdas de biomassa. **Os padrões de amostragem para detectar estes problemas devem refletir as escalas físicas, químicas e biológicas e devem ser ajustados espacialmente e temporalmente para detectar os processos em função do tempo e espaço** (REYNOLDS, 1984, 1986, 1992,1999; REYNOLDS *et al.* 2002).

Segundo Tundisi (1990) micro estratificação, circulação vertical, fluxo de nutrientes ou influxo via advecção, taxa de afundamento, relação Z_{eu}/Z_{mix} e Z_{eu}/Z_{af} (relação profundidade de zona eufótica e profundidade afótica) são fatores fundamentais que regulam a sucessão temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica em represas (MARGALEF, 1967). Ainda segundo Tundisi (1990) a presença de espécies *k* ou *r* é resultado do contínuo processo estabilidade/instabilidade que é comum nos reservatórios. A Tabela 21 sintetiza os principais eventos e as relações causa/efeito na sucessão fitoplanctônica e sua distribuição espacial vertical e horizontal.

Distribuição Vertical do Fitoplâncton

Quanto à distribuição vertical do fitoplâncton, Passerini (2010) estudou este processo em detalhe na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). Esta distribuição vertical está relacionada à frequência das frentes frias e a períodos de instabilidade/estabilidade do reservatório. As variações do número de Wedderburn, Richardson, velocidade do vento e densidade de *Aulacoseira itálica* nesse reservatório mostram a importância desta frequência e de pulsos periódicos na distribuição vertical do fitoplancton (TUNDISI *et al.*, 2002c) Figuras 37 e 38A,B.

As respostas do fitoplâncton aos efeitos das variações climatológicas, hidrológicas e impactos das atividades humanas, foram analisadas e sintetizadas por Salmaso *et al.*, (2012). As alterações produzidas pelas mudanças climáticas produzem respostas de comunidade fitoplanctônica associadas ao aumento da temperatura e aceleração dos ciclos biogeoquímicos, e as modificações na circulação e estrutura vertical e períodos de turbulência e estratificação. Dinâmica temporal, diversidade de espécies, estrutura de comunidade apresentam modificações que são respostas a clima e hidrologia (REYNOLDS, 1984).

Tabela 21 – Principais relações causa/efeito na sucessão fitoplanctônica e a sua distribuição espacial em represas.

Distribuição espacial do fitoplâncton (Vertical e Horizontal)	Estrutura térmica vertical Correntes de advecção Fluxo horizontal e efeitos de vento Compartimentalização temporal Heterogeneidade espacial Ciclos de operação + eventos (ciclos naturais climatológicos - hidrológicos)
Sequência	Interrelações Zeu/Zmix; Zeu/Zaf; Zeu/Zmax Força e direção do vento Taxa de reprodução Taxa de mortalidade (efeito da pastagem + afundamento + perdas a jusante)
Ciclo temporal	Circulação; Vento; Estabilidade Precipitação e fluxo de nutrientes Pulsos e seus efeitos no ciclo estacional Tempo de retenção
Sucessão estacional	Usos da bacia hidrográfica e cargas de nutrientes; potencial de eutrofização Taxa de "envelhecimento" anual da represa Desenvolvimento das relações tróficas no sistema Grau de toxicidade orgânica/inorgânica

Fonte: Tundisi & Matsumura Tundisi, 2013a.

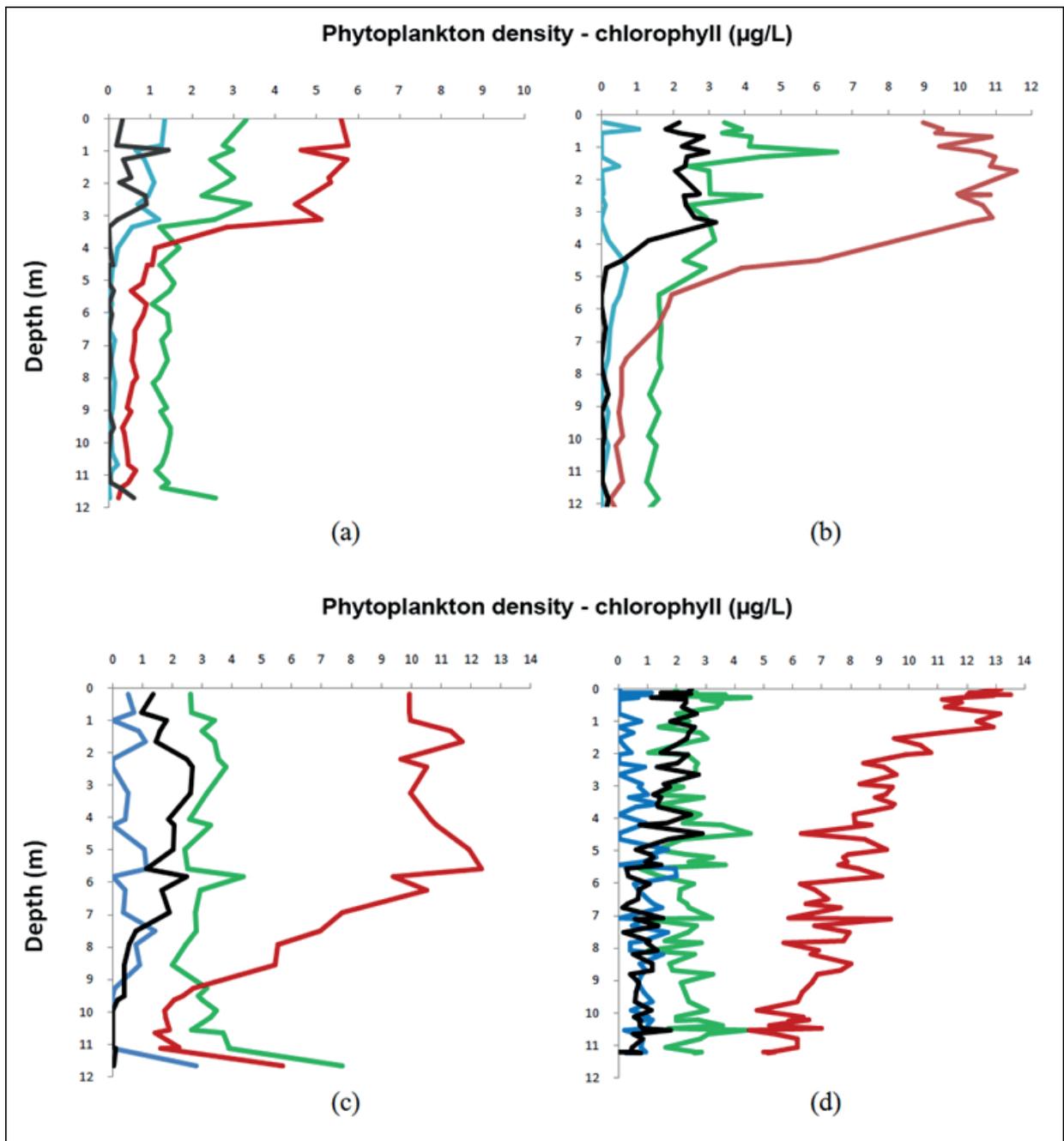


Figura 37A – Pigmentos fotossintéticos medidos com Fluoroprobe na época do verão (fevereiro/2009); (a) dia 11/2; (b) dia 12/2; (c) dia 13/2; (d) dia 14/2, na represa do Lobo/Broa, sendo: ■ *Bacillariophyceae*; ■ *Chlorophyceae*; ■ *Cyanophyceae*; ■ *Cryptophyceae*. Fonte: Passerini, 2010.

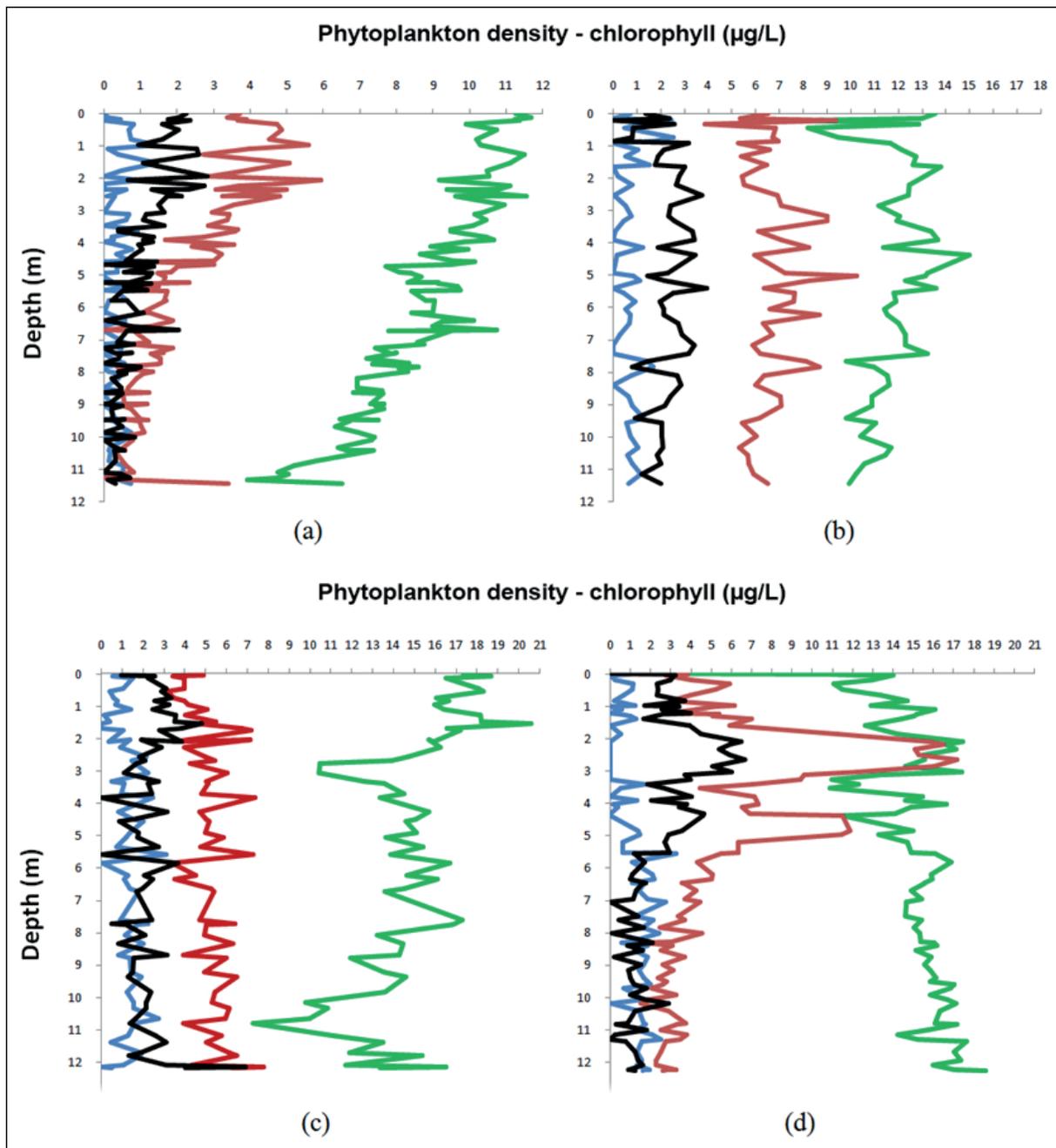


Figura 37B – Pigmentos fotossintéticos medidos com Fluoroprobe na época do inverno (agosto/2009); (a) dia 11/8; (b) dia 12/8; (c) dia 13/8; (d) dia 14/8, na represa do Lobo/Broa, sendo: ■ *Bacillariophyceae*; ■ *Chlorophyceae*; ■ *Cyanophyceae*; ■ *Cryptophyceae*. Fonte: Passerini, 2010.

O efeito mais significativo das mudanças climáticas no fitoplâncton, é a modificação dos padrões na estrutura térmica vertical, e o aumento dos períodos de iluminação, além do aumento da temperatura da superfície. Como a intensidade e duração da estratificação térmica, e os processos de mistura turbulenta vertical tem reflexos imediato na composição de espécies, devido aos mecanismos de afundamento, e flutuabilidade favorecendo espécies que podem se deslocar na zona eufótica, há uma sucessão de espécies em resposta a esses fatores (TRAIN & RODRIGUES, 1998).

Estabilidade ou instabilidade térmica afeta a disponibilidade de nutrientes para o crescimento e desenvolvimento do fitoplâncton. Para ecossistemas mais eutróficos, a redução da mistura vertical turbulenta favorece espécies de cianobactérias, que apresenta grandes florescimentos como é o caso dos reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo, em grande parte eutróficos. A estratificação intensa pode reduzir a concentração hipolimnética de oxigênio e interferir na liberação de fósforo a partir do sedimento e do lipolímnio. A estratificação hidráulica em reservatórios é um dos efeitos de intensificação do hipolímnio anóxico com consequências nos ciclos biogeoquímicos e sucessão fitoplanctônica. A estrutura de tamanho da população fitoplanctônica (células ou colônias com dimensão $> 50\mu\text{m}$ ou $< 50\mu\text{m}$) afeta também a rede alimentar devido aos efeitos no zooplâncton ou peixes filtradores (TUNDISI, 1977). A dinâmica da rede alimentar pode ser alterada. O acoplamento entre a climatologia, hidrologia e as regras de operação dos reservatórios, tem, portanto, grande repercussão na sucessão e distribuição horizontal do fitoplâncton.

O'Farrell *et al.*, (2012) apresentaram a distribuição e a sucessão de fitoplâncton, especialmente cianobactérias do gênero *Microcystis sp* e *Dolichosporium sp* no reservatório de Salto Grande (Argentina/Uruguay) no rio Uruguay.

A conclusão destes autores é a de que a distribuição das espécies destes dois gêneros de cianobactérias, foi grandemente afetada, pelas flutuações nas condições hidrológicas, e a morfologia do reservatório apresentando diferenças espaciais, entre as margens, e com variações estacionais. Uma síntese dos principais fatores que influenciam a sucessão temporal e espacial do fitoplâncton em represas foi publicada por Reynolds (1999). Este autor distingue a sucessão do fitoplâncton em reservatórios rasos (profundidade menor que 20 metros) e ricos em nutrientes e os reservatórios profundos (profundidade entre 50 e 100 metros) com circulação vertical permanente. Represas com altas concentrações de fósforo e nitrogênio, com baixo tempo de retenção (menor que dez dias), com alta transparência favorecem o crescimento de espécies oportunistas. Tipicos gêneros desta categoria de reservatórios (de regiões temperadas) são *Chlorella*, *Monoraphidium*, e diatomáceas do gênero *Nitzschia*. São geralmente unicelulares com suficiente relação favorável área superfície para manter um crescimento de 1,2 a 1.4 por dia a temperaturas de 20°C. Ainda segundo Reynolds (1999), a principal diferença entre colunas de água rasas e profundas é devida a maior energia mecânica requerida para produzir mistura vertical nestas mais profundas.

A profundidade da mistura vertical é fundamental, para o potencial de crescimento do fitoplâncton e a seleção de espécies nos reservatórios profundos. A suspensão de espécies de fitoplâncton que não tem motilidade é beneficiada pela circulação e mistura vertical. É necessário também que espécies que habitam estes ecossistemas de águas mais profundas tenham maior capacidade fisiológica de aproveitamento da intensidade luminosa. Em reservatórios com circulação vertical frequente sem estratificação permanente entre as profundidades de 5 m a 50 metros, os gêneros mais frequentes do fitoplâncton estão representados por *Aulacoseira spp*, *Asterionella formosa* (para reservatórios de regiões temperadas). Para represas tropicais e subtropicais a presença de *Aulacoseira spp* e *Chlorophyceae* é frequente. Em reservatórios de regiões tropicais e de regiões temperadas, a profundidade da zona de mistura, a intensidade luminosa especialmente a profundidade da zona eufótica, e o suprimento de fósforo, nitrogênio e sílica é fundamental para a sucessão de espécies e a manutenção da biomassa fitoplanctônica (TILMAN & KILMAN, 1976), (SMITH, 1983) *Aulacoseira granulata* é muito comum em reservatórios tropicais, profundos ou rasos e sua alternância com *Aulacoseira itálica* em diferentes reservatórios e está associada à concentração de sílica (REYNOLDS *et al.*,

1986). Quando ocorre estratificação e a profundidade de circulação esta reduzida a menos que 5 metros, há possibilidades de biomassas com $100-200\mu\text{gxl}^{-1}$ de clorofila. A rapidez com que espécies sem motilidade afundam rapidamente para fora da zona eufótica, favorece o crescimento de flagelados com motilidade suficiente para ocupar a rasa zona eufótica e reproduzir-se rapidamente. *Cylindrospermopsis raciborskii* é uma cianobactéria que está rapidamente colonizando reservatórios eutróficos em regiões tropicais e subtropicais e tem um a fisiologia especial referente a intensidade luminosa que a coloca como grande competidor na sucessão do fitoplâncton. Sua distribuição geográfica esta provavelmente associada a mudanças globais, aquecimento térmico das águas superficiais e eutrofização (PADISAK, 1997). Quando há estratificação e segregação de habitats na coluna vertical ocorre desenvolvimento e reprodução dos gêneros *Planktotrix*, *Lyngbia*, que exploram fontes de nutrientes em águas e regiões estratificadas mais profundas e tem maior capacidade de realizar fotossíntese em baixas intensidades luminosas. As flutuações estacionais e a sucessão de espécies, portanto estão relacionadas com a circulação vertical, a concentração e o aporte de nutrientes a turbulência e relações zona de mistura e a disponibilidade do fosforo zona eufótica (DOMIS *et al.*, 2013). A frequência com que estes controles variam de acordo com a morfometria dos reservatórios a localização geográfica, e o tempo de retenção, estabelece o processo fundamental para a sucessão fitoplanctônica nas represas (CROSSETI & BICUDO, 2008). O gerenciamento de represas, especialmente o controle da eutrofização e o controle das cianobactérias passa por este necessario conhecimento da sucessão fitoplanctônica e das causas que impulsionam e delineam esta sucessão (TUNDISI, 2018).

Em conclusão qualquer que seja a diferença entre lagos naturais e reservatórios construídos pelo homem, nas escalas temporais e espaciais em que o fitoplâncton habita se desenvolve e opera, há geralmente similaridades entre estes ecossistemas. As condições limitantes e flutuações e os fatores que favorecem o crescimento, como a disponibilidade de recursos e os mecanismos de circulação, são muito similares; isto significa que um conhecimento aprofundado do fitoplâncton nos dois tipos de ecossistemas possibilitará através desta dinâmica ecológica compreender, prever e gerenciar o fitoplâncton de represas com muita certeza (TUNDISI, 1978; REYNOLDS, 1999).

Capítulo 10

Macrófitas Aquáticas

As macrófitas aquáticas podem desenvolver-se extensivamente em reservatórios, ocupando grandes áreas. Podem causar prejuízos à navegação, recreação, pesca e geração de eletricidade. Entretanto, tanto macrófitas submersas como emersas ou parcialmente submersas são importantes como habitat para macroinvertebrados, algas perifíticas e bactérias. Raízes de macrófitas fixas no substrato (sedimento) formam um biofiltro importante que reduz a concentração de fósforo, nitrogênio e metais na água. Por exemplo, *Typha dominguensis* (taboa) é um excelente sistema para remoção de nutrientes inorgânicos, matéria orgânica e metais. A presença de macrófitas nos estuários de tributários nas represas funciona como um biofiltro eficiente e melhora consideravelmente a qualidade da água, principalmente devido à remoção de fósforo e nitrogênio. As espécies mais comuns de macrófitas que colonizam os reservatórios no Brasil são *Eichhornia crassipes*; *Eichhornia azurea*; *Salvinia molesta*; *Egeria densa*, *Egeria najas* são espécies flutuantes livres encontradas em reservatórios e tem grande biomassa. Outra espécie comum encontrada em reservatórios eutróficos é *Pistia stratioides* também flutuante livre; *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* e *Pistia stratioides* desenvolvem-se rapidamente em reservatórios, durante a fase de enchimento.

As macrófitas aquáticas flutuantes enraizadas nos reservatórios são responsáveis por grandes parcelas do estoque de energia e matéria orgânica no reservatório. Tundisi *et al.*, (1999b) tratam as áreas alagadas com macrófitas como compartimentos quantitativamente importantes nos reservatórios, com papel fundamental na reciclagem de nutrientes, na presença de habitats adequados para macroinvertebrados e peixes, na retenção de fósforo, nitrogênio e metais. A Figura 38 sintetiza estes ciclos e o importante papel das macrófitas nos reservatórios.

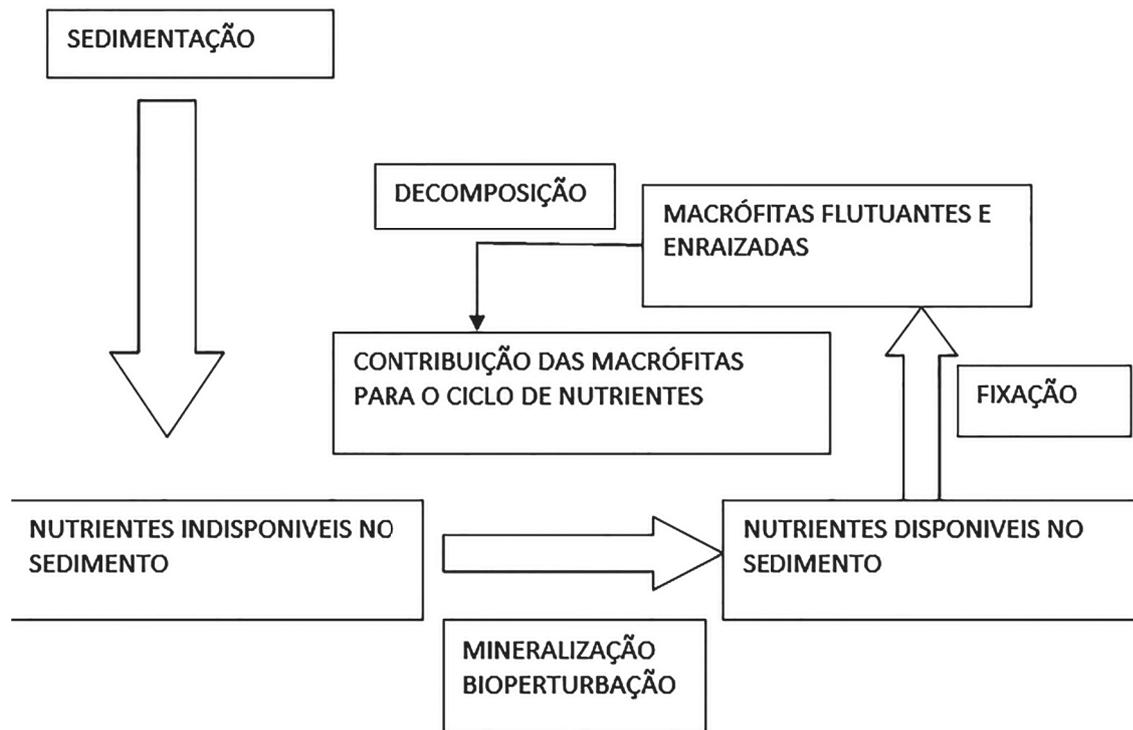


Figura 38 – Papel das macrófitas aquáticas flutuantes e fixas com raízes, no ciclo de nutrientes em sistemas aquáticos (COOKE *et al.*, 1993, modificado).

As macrófitas aquáticas localizadas nas entradas dos tributários nas represas, ou nas zonas litorâneas em margens do reservatório, têm um papel fundamental no metabolismo dos reservatórios. Nas áreas de densa concentração de macrófitas aquáticas os ciclos de produção de matéria orgânica, decomposição e os processos fisiológicos de respiração e fotossíntese são acelerados promovendo um metabolismo mais acelerado e complexo como demonstrado por Ikushima *et al.* (1983) em estudos realizados na represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). A distribuição das macrófitas nos reservatórios depende da disponibilidade de nutrientes, da composição e estrutura dos sedimentos, e, para as macrófitas submersas da turbidez da água.

A disposição e a zonação das macrófitas aquáticas nos reservatórios depende dos gradientes espaciais desenvolvidos em temperatura da água, condutividade, transparência e composição e estruturação do sedimento. Por exemplo, na Represa UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) um gradiente espacial é representado pela colonização da *Mayaca fluviatilis* que é submersa, seguindo-se espécies de *Nymphaea sp* e, após *Eichhornia crassipes* ou *Pistia stratioides* flutuantes. *Nymphaea sp* é semi emersa, enraizada no sedimento com folhas flutuantes. A Figura 39 apresenta o ciclo do carbono e o importante papel das macrófitas aquáticas nesse ciclo.

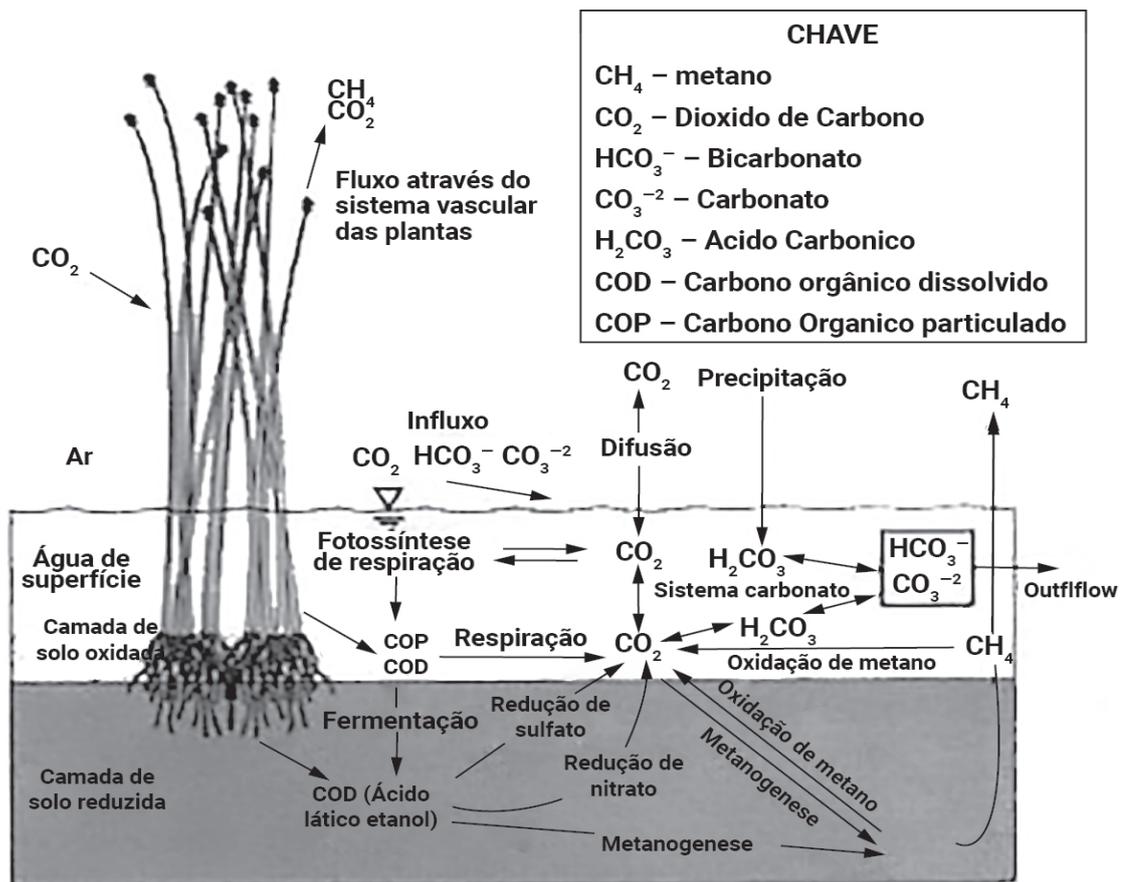


Figura 39 – O ciclo do carbono e as macrófitas aquáticas. Fonte: Mitsch & Gosselink, 2007.

As macrófitas aquáticas têm também um papel quantitativo relevante no ciclo da água nas diferentes regiões do reservatório. A evapotranspiração dos bancos de macrófitas pode ser mais elevada do que a evaporação das águas abertas sem macrófitas. A reserva de água nas diferentes espécies emersas submersas ou semi emersas varia bastante. Por exemplo, nas diferentes espécies de macrófitas aquáticas da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) Medeiros, 2011 determinou entre 80% a 90% de água armazenada para *Mayaca fluviatilis*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*, tanto no período chuvoso quanto no período de seca. O teor de cinzas determinado por este autor também variou. Para *Mayaca fluviatilis*, foi determinado um teor de cinzas entre 2.50% a 28% de peso seco para *Salvinia auriculata* entre 10% a 12% e para *Eichhornia crassipes* entre 11% e 12%. A concentração de nitrogênio nas macrófitas aquáticas do mesmo reservatório UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) variou de 2.20% a 2.70% do peso seco para *Mayaca fluviatilis*, 2.50% a 3.50% do peso seco para *Eichhornia crassipes* e 1.40% a 2.10% do peso seco para *Salvinia auriculata* (MEDEIROS, 2011). *Eichhornia crassipes*, portanto, foi à espécie que apresentou maior valor no conteúdo de nitrogênio armazenado nos tecido (Figura 40). A biomassa de três espécies de macrófitas *Mayaca fluviatilis*, *Salvinia auriculata*, *Eichhornia crassipes*, variou de um mínimo de $100\text{g} \times \text{m}^2$ a um máximo de $710\text{g} \times \text{m}^2$ para *Eichhornia crassipes* na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) em estudo realizado por Medeiros (2011).

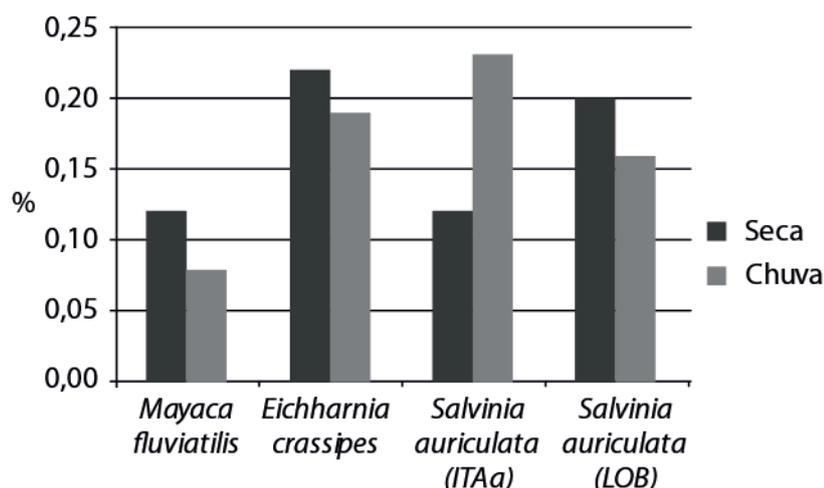


Figura 40 – Concentração média de fósforo total em plantas inteiras em períodos de seca e precipitação. Fonte: Medeiros, 2011.

A concentração média de fósforo total nas três espécies de plantas estudadas por Medeiros (2011) apresentou valores de 0,07% a 0,24% de peso seco de fósforo nos tecidos das três macrófitas aquáticas.

Portanto, água, fósforo, carbono e nitrogênio armazenados nas macrófitas aquáticas tem importância quantitativa no metabolismo dos reservatórios e na sua dinâmica. Diferentes estudos realizados por muitos autores com relação à concentração de fósforo total em macrófitas aquáticas e suas estruturas foram realizadas e mostram o grande impacto que estas plantas podem ter nos ciclos biogeoquímicos das represas.

Quando há grandes variações nos níveis das Represas e extensas áreas do litoral ficam expostas a mortalidade das macrófitas emersas ou submersas é muito grande e todo o material seco e em decomposição adiciona quantidades apreciáveis de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica ao sedimento; nas inundações posteriores esta matéria orgânica e nutrientes são adicionados à coluna de água, produzindo novas condições para o crescimento e expansão das macrófitas aquáticas.

A colonização de macrófitas aquáticas nos novos reservatórios, nas fases de enchimento, depende da flora existente nas bacias hidrográficas e nos tributários ou lagos naturais da região. Por exemplo, na região do médio e baixo Rio Xingu, onde ocorrem diferentes habitats caracterizados por canais anastomosados, muitos tributários, lagos marginais ao Rio Xingu e nos tributários (ABE *et al.*, 2015) determinaram a presença de 189 espécies de macrófitas aquáticas, emergentes, flutuantes, anfíbias, enraizadas, portanto com vários tipos de adaptações ao fluxo de água e a substratos. Estas plantas aquáticas abrigam uma vasta e variada comunidade de macroinvertebrados aquáticos, algas perifíticas, bactérias, e outros organismos associados. Entretanto, poucas espécies ocorreram nos dois reservatórios construídos no Rio Xingu, e que são parte do conjunto da UHE Belo Monte. Espécies mais comuns encontradas foram: *Salvinia auriculata*, *Eichhornia crassipes* e *Lemna sp.*

Portanto, as características fundamentais das macrófitas aquáticas nos reservatórios, são uma interferência quantitativamente importante nos ciclos biogeoquímicos que contribui substancialmente para o balanço de nutrientes nestes ecossistemas a presença de macrófitas aquáticas nas áreas de estuários dos tributários de represas representa um importante papel na dinâmica dos nutrientes pois serve como controle e retenção para o influxo de nutrientes

e material em suspensão no reservatório (MITSH & GOSSELINK, 2007). Isto pode ser utilizado com sucesso na redução da eutrofização do reservatório. A

Figura 41 apresenta a dinâmica dos ciclos de nutrientes e as macrófitas aquáticas.

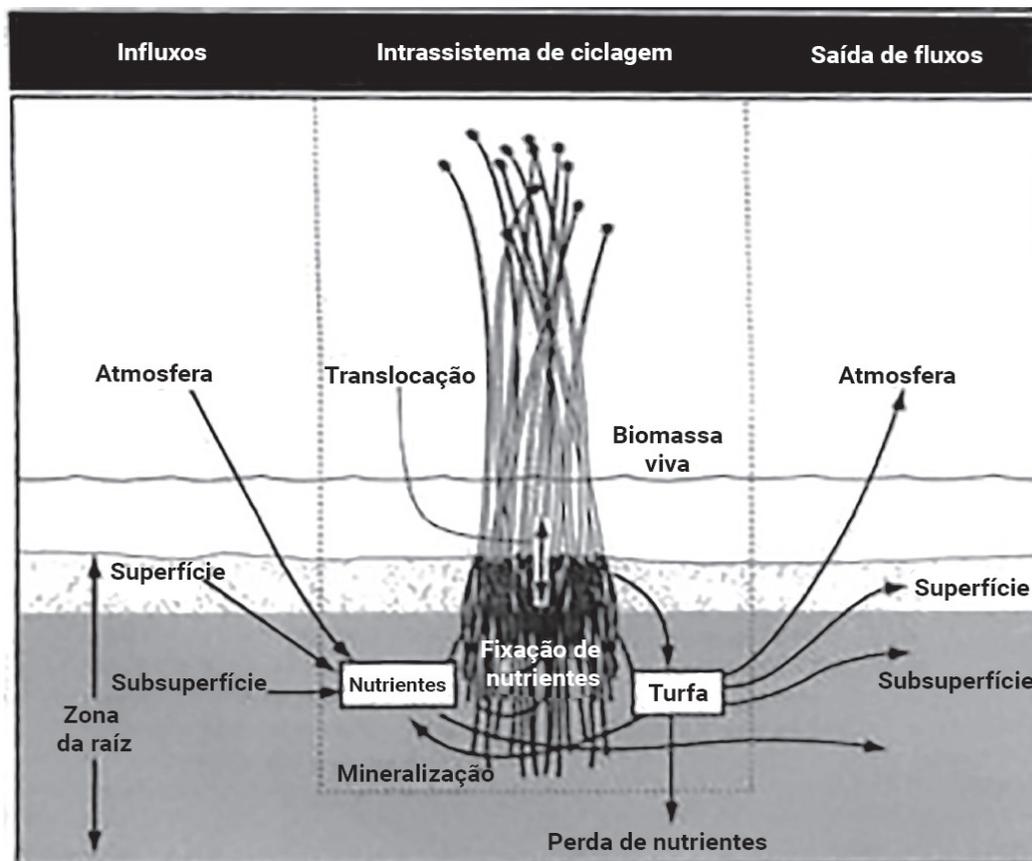


Figura 41 – A dinâmica dos ciclos de nutrientes e o papel de macrófitas fixas no sedimento nestes ciclos. Fonte: Mitsch & Gosselink, 2007.

Ciclos do fósforo, nitrogênio, enxofre tem também interferência importante na sua dinâmica espacial e temporal nas áreas dominadas por macrófitas aquáticas nos reservatórios. Ciclos do ferro e processos de oxidação redução ao nível do sedimento e nas raízes também são acelerados ou retardados pela presença das macrófitas aquáticas.

Bancos artificiais de macrófitas aquáticas, construídos para funcionar como sistemas de controle de águas residuárias e tratamento para águas com esgotos domésticos têm sido desenvolvidos em vários países, com resultados muito positivos. As espécies mais comuns destes bancos artificiais são: *Eichhornia crassipes* (águapé), *Typha dominguensis* e uma associação de plantas aquáticas emersas, submersas e flutuantes (JØRGENSEN, TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013) (Ver módulo IV – Capítulo 2).

Os padrões ambientais que controlam e regulam a distribuição e a biomassa de macrófitas aquáticas em reservatórios, foram analisados por Thomaz, 2006. As coletas e determinações de fatores ambientais críticos para o desenvolvimento destas comunidades foram realizadas em 30 reservatórios do Estado do Paraná em fevereiro e agosto de 2001. As coletas foram concentradas na zona litorânea dos reservatórios, e a presença das diferentes espécies foi registrada. Os maiores valores de riqueza de espécies de macrófitas (S) foram registrados nas represas do Rio Paranapanema, enquanto que os menores valores foram registrados nas

represas do Rio Iguaçu. Reservatórios situados em outras bacias como os do Rio Tibagi, Ivaí e Piquiri apresentaram valores intermediários de riqueza de espécies.

Espécies submersas fixas nos reservatórios do Rio Paranapanema, predominaram, sendo que alguns como *Egeria najas*, *Egeria densa*, *Najas conferta*, *Chara guairensis*, *Nitella sp*, *Potamogeton sp* e *Echinodorus tenellus* são exclusivas deste sistema.

Fatores como radiação fotossinteticamente ativa e concentração de carbono inorgânico são limitantes ao desenvolvimento destas espécies submersas o que foi demonstrado por Pierini & Thomaz, 2004, utilizando microcosmos como sistema experimental. Pelos dados apresentados por estes autores alcalinidade pode ser um dos fatores que favorecem o desenvolvimento das espécies submersas nos reservatórios do Rio Paranapanema. Como as concentrações de carbono inorgânico, estão relacionadas positivamente com a alcalinidade este deve ser o fator principal. Alcalinidade é resultante da geologia das bacias de drenagem, das características destas bacias e dos seus usos. Portanto, a distribuição e o crescimento de macrófitas aquáticas dependem também das bacias hidrográficas e suas interações com as represas. Aumento de transparência em reservatórios a jusante, promove o desenvolvimento de macrófitas submersas nestes ecossistemas; as represas de montante apresentam maior desenvolvimento de macrófitas flutuantes livres, inclusive devido a maior concentração de fósforo inorgânico disponível nestas represas.

Os fatores que atuam em pequena escala analisados por Thomaz (2006) são: heterogeneidade do sedimento; radiação solar subaquática fotossinteticamente ativa; exposição ao vento, competição, herbivoria e parasitismo (THOMAZ & BINI, 1998). A colonização também depende de força e direção do vento, e de disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa subaquática. Muitos outros fatores locais ou regionais para cada reservatório têm importância na colonização e desenvolvimento de macrófitas aquáticas emersas ou submersas. Fatores de ordem climática como precipitação, temperatura, fatores químicos como concentração de nutrientes na água e no sedimento, composição e estrutura do sedimento e processos biológicos como predação por herbívoros, parasitismo são fundamentais e podem ser preponderantes em conjunto ou isolados para cada reservatório.

Fauna Associada à Macrófitas Aquáticas

As macrófitas aquáticas fixas em substratos, flutuantes e emersas, abrigam em suas raízes uma ampla variedade de organismos associados, como invertebrados, larvas de peixes, perifíton, bactérias; dentre esta fauna associada pode-se encontrar larvas de *Anopheles sp* e *Biomphalaria sp* que são transmissores de malária e esquistossomose.

Há um grande conjunto de famílias e ordens de invertebrados encontrados associadas às macrófitas aquáticas. Estes organismos constituem uma variada e diversificada comunidade que tem papel importante no funcionamento dos bancos de macrófitas e no metabolismo de rios e reservatórios. Muitos são larvas de insetos transmissores de doenças de veiculação hídrica, e portanto a coleta de fauna associada às macrófitas aquáticas é sempre de fundamental importância nos projetos de monitoramento.

Capítulo 11

Perifíton

A biomassa do perifíton que se desenvolve em reservatórios, recebe influências e controles de fatores físicos, químicos e biológicos. Fatores físicos como condutividade, temperatura e penetração e disponibilidade de energia radiante fotossinteticamente ativa, natureza e composição química do substrato, concentração de nutrientes (fator químico), efeitos da predação e competição por substrato (fatores biológicos) interferem na organização das comunidades do perifíton e na sucessão das comunidades biológicas que compõe este componente do sistema de produtores primários dos reservatórios (RODRIGUES *et al.*, 2005a). A hidrodinâmica e a velocidade das correntes são outros fatores que atuam para o controle da organização e sucessão das comunidades perifíticas. Além da composição química e da estrutura do substrato no sedimento, comunidades de macrófitas (raízes, talos e folhas) são importantes habitats para as algas perifíticas como demonstrado por muitos autores.

Em trabalho realizado em 31 reservatórios do Estado do Paraná, Rodrigues *et al.*, 2005b, estudaram a composição, e a estrutura da comunidade perifítica em relação ao substrato natural constituído por fundo pedregoso e macrófitas aquáticas.

Foi avaliada a composição do perifíton dos 31 reservatórios, e, também, a heterogeneidade espacial do perifíton nos reservatórios de diferentes bacias hidrográficas. 35% dos reservatórios estudados (11 represas) apresentaram concentrações de clorofila: inferiores a $0.5 \text{ mg} \times \text{cm}^{-2}$. A resposta da comunidade de perifíton à eutrofização é menos pronunciada e mais variável de que a resposta da comunidade fitoplânctônica segundo Rodrigues *et al.*, 2005a. Isto se deve provavelmente ao efeito de outros fatores como influxo de organismos por transporte lateral nos tributários, condições do substrato e a turbidez. No caso do fitoplâncton este responde diretamente aos efeitos de eutrofização. A variação da biomassa perifítica pode ser influenciada por muitos fatores e, entre os quais, preponderantemente pelo tipo de substrato. Isto foi claramente demonstrado por Panitz (1980) em estudo realizado sobre a evolução da comunidade perifítica em seis tipos diferentes de substrato, com diferentes rugosidades. Quanto maior a rugosidade do substrato, maior a biomassa perifítica e sua consolidação. Quando há extensos bancos de macrófitas a comunidade perifítica nos reservatórios aumenta e se diversifica rapidamente devido aos compostos orgânicos nos talos e folhas o que estabelece condições nutricionais altamente favoráveis a estas comunidades. Além disto, nutrientes excretados pelas plantas podem funcionar como estimuladores ao crescimento de perifíton.

Em estudos realizados em diferentes rios com vários graus de eutrofização e variação considerável das condições físicas e químicas Bere & Tundisi (2010) e Bere (2011) utilizaram placas de vidro como substrato e diatomáceas como indicadores dos efeitos das variações físicas e químicas da água dos rios sobre a característica das comunidades de diatomáceas e a sua organização. Embora o trabalho realizado tenha sido em ambientes lóticos a metodologia utilizada e os resultados podem ser aplicados a reservatórios e indicam as respostas do perifíton a

estas variáveis. As principais conclusões destes estudos mostram a influência de fatores como a química da água (principalmente pH; composição iônica; e concentração de nutrientes); tipo de substrato, velocidade da corrente; intensidade luminosa; pastagem e predação. Portanto a presença de determinadas comunidades perifíticas é a consequência de complexas condições entre os fatores hidrológicos, químicos e biológicos (ZANON *et al.*, 2013).

Portanto, a comunidade perifítica pode ser um indicador extremamente importante das variações em fatores químicos, físicos e biológicos em reservatórios.

Em estudo comparado em três reservatórios Salto do Van, Rosana e Mourão, Felisberto & Rodrigues (2005) determinaram que em linhas gerais a classe dominante em todos os três reservatórios, períodos climatológicos e regiões, foi a de *Bacillariophyceae*. Entretanto, a densidade das algas perifíticas apresentou estrutura e dinâmica diferentes nos três reservatórios o que indica o papel importante das bacias hidrográficas no aporte de nutrientes, velocidade das correntes. A biomassa e estrutura das comunidades das macrófitas aquáticas que apresentaram variações nos três reservatórios, também foi fator que influenciou a sucessão e a estrutura das comunidades perifíticas.

O perifíton em reservatórios tem, portanto, um papel fundamental: além da produção da matéria orgânica pela fotossíntese, tem importância considerável como indicador de condições abióticas e para a identificação de fatores limitantes e controladores ao seu funcionamento. Tem também um papel fundamental na rede trófica de reservatórios, especialmente em áreas mais rasas e com boa intensidade luminosa onde podem ocorrer extensas áreas ocupadas por esta comunidade sujeita a pastagens por macroinvertebrados bentônicos e peixes. Bancos de algas perifíticas em reservatórios têm também um papel fundamental na consolidação dos “tapetes microbianos” assembleias de várias espécies de algas perifíticas, bactérias, fungos e invertebrados aquáticos. Esses “tapetes microbianos” cujo poder de agregação é consolidado pelas algas perifíticas podem ter um papel fundamental qualitativo e quantitativo no metabolismo de reservatórios e principalmente em seus braços ou compartimentos rasos, bem iluminados e com alta concentração de nutrientes (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a). A Figura 42 apresenta o crescimento de perifíton na vegetação submersa na Represa de Samuel.



Figura 42 – Perifíton crescendo em vegetação submersa na represa de Samuel, Rondônia.
Foto original: Instituto Internacional de Ecologia.

Capítulo 12

Produtividade Primária em Reservatórios

Como os reservatórios apresentam numerosos processos que agregam o funcionamento de rios e o funcionamento de lagos, eles são muitas vezes denominados por diversos autores como “híbridos rio-lago” (KIMMEL *et al.*, 1990). A estrutura, o funcionamento e a dinâmica destes ecossistemas artificiais, incorporam fundamentalmente o conceito rio-lago em gradientes espaciais, temporais e as variações limnológicas e ecológicas. A produtividade primária em reservatórios depende como em outros ecossistemas aquáticos dos componentes fotossintetizantes: fitoplâncton que é um dos principais produtores primários de matéria orgânica, principalmente em grandes reservatórios; macrófitas aquáticas que são extremamente importantes em muitos reservatórios, principalmente nos estágios iniciais da sucessão e durante o período de enchimento; algas perifíticas localizadas nos sedimentos e estruturas dos tributários e nas partes rasas e bem iluminadas dos reservatórios mais profundos.

Macrófitas enraizadas nos reservatórios e macrófitas flutuantes podem também conter uma flora perifítica em suas raízes ou folhas.

Outro componente que pode ocorrer, mas é mais raro são as bactérias planctônicas fotoautotróficas. Ainda há necessidade de uma avaliação quantitativa do conjunto destes componentes fotossintetizantes para os diferentes reservatórios e quais são as condições ecológicas que determinam esta contribuição relativa. Variações no nível da água do reservatório, turbidez, alterações no tempo de retenção devido a necessidades operacionais podem restringir a participação de macrófitas aquáticas ou perifíton na produtividade primária destes ecossistemas artificiais.

Quando ocorre uma inundação de represas mantendo-se a vegetação inicial da bacia hidrográfica pode ocorrer um aumento considerável da contribuição do perifíton que se desenvolve rapidamente nos troncos e superfícies de árvores submersas. Esta massa perifítica além de contribuir com a produção primária do reservatório de forma expressiva, também interfere e modifica a cadeia alimentar conforme o demonstrado por Tundisi & Matsumura-Tundisi (2013a) para os reservatórios Tucuruí, Samuel, Balbina e Lajeado. Esta contribuição do perifíton pode ampliar consideravelmente as densidades das comunidades bentônicas, e a biomassa de peixes devido a diferentes oportunidades de alimentação.

A descarga de organismos planctônicos a partir dos tributários é um componente muito importante na contribuição para o estabelecimento do fitoplâncton em reservatórios. O fitoplâncton pode ser adicionado ao reservatório, a partir dos tributários, por processos advectivos.

No caso de cadeias de reservatórios há um contínuo suprimento de fitoplâncton do reservatório e montante para o reservatório de jusante aumentando a contribuição de produtores primários adicionados ao reservatório jusante.

Quanto à distribuição em tamanhos dos produtores primários fitoplanctônicos em reservatórios há uma dependência dos mecanismos de circulação e estratificação para a seleção destes componentes. Em reservatórios polimíticos como, por exemplo, a represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) a remoção de colônias de *Aulacoseira itálica* a partir do sedimento pela ação do vento promove a alta densidade destas colônias especialmente durante o inverno aumentando consideravelmente a porcentagem de células ou colônias > 50µm na coluna de água. Em outros períodos nanofitoplâncton predominou, (< 20µm). Em reservatórios oligotróficos as funções < 20 µm ou < 50 µm predominam na composição do fitoplâncton (LIMA *et al.*, 1978).

Como em todos os ecossistemas aquáticos, reservatórios tem um eixo vertical cujo processo dinâmico de circulação dirige as concentrações de nutrientes principalmente nitrogênio e fósforo, e controla os fatores limitantes à produtividade primária.

Diferenças longitudinais em velocidade da corrente, profundidade de mistura, partículas em suspensão, níveis de nutrientes e sua disponibilidade para os autótrofos fotossintetizantes, são fundamentais para estabelecer os gradientes espaciais e temporais da produtividade primária fitoplanctônica. O acúmulo da biomassa do fitoplâncton autotrófico em reservatórios é determinado pela taxa de produção de biomassa e pela perda de biomassa. Kimmel *et al.*, (1990) propõe a seguinte formulação que sumariza as alterações de biomassa dos autótrofos fitoplanctônicos.

$$BE = (Ai + GP) - (Ao + R + G + S + M)$$

Onde:

BE = Mudanças na biomassa do fitoplâncton em determinados intervalos de tempo;

Ai = Intrusão advectiva de fitoplâncton;

GP = Produção primária bruta;

Ao = Perda advectiva;

R = Respiração;

G = Pastagem;

S = Sedimentação de células ou colônias;

M = Outras fontes de mortalidade ou perda.

Os dois principais fatores que atuam para controlar a produtividade fitoplanctônica em reservatórios são a entrada de nutrientes na zona eufótica, devido à advecção ou processos de mistura vertical, e a disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa, esta dependente, por exemplo, da turbidez devido à material em suspensão. A Figura 43 apresenta as interrelações entre a profundidade da zona eufótica a profundidade da mistura vertical turbulenta que são fundamentais para determinar a magnitude da produção primária fitoplanctônica.

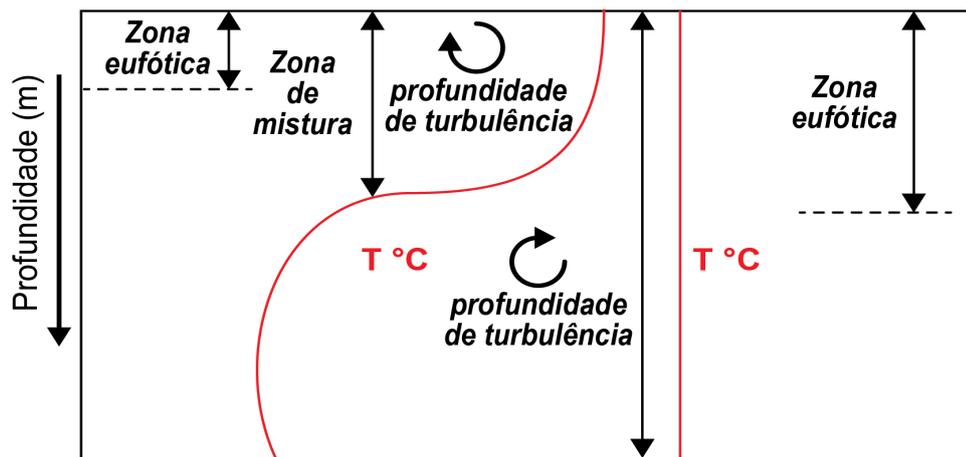


Figura 43 – As relações entre a profundidade da zona eufótica, a zona de mistura vertical = profundidade de turbulência (1)-(2), são fundamentais para a magnitude da produção primária fitoplantônica bruta e líquida em reservatórios. Esta figura compara duas situações diferentes no eixo vertical.

A produção primária fitoplanctônica, pode também ser fortemente influenciada pelas variações em tempo de retenção, pois este controla o fluxo de nutrientes, as perdas ou manutenção de biomassa, e, portanto, a magnitude de produção primária pode ter uma estreita relação com o tempo de retenção. Em tempos de retenção mais baixos (< 10 dias, por exemplo), a produção primária fitoplanctônica pode ser mais reduzida entre 100 a 200 mgC x m⁻² x dia⁻¹.

Em tempos de retenção mais elevados a produção primária fitoplanctônica pode ser muito maior, (por exemplo, entre 500 a 900 mgC x m⁻² x dia⁻¹) devido ao acúmulo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Dos principais fatores abióticos que regulam a produtividade primária fitoplanctônica em reservatórios deve-se adicionar o papel importante do controle biológico como a predação do zooplâncton sobre o fitoplâncton e os efeitos dos predadores sobre o zooplâncton.

A dinâmica destes dois componentes que variam espacialmente e temporalmente em reservatórios é que estabelece o padrão de produção de matéria orgânica fotoautotrófica nas represas.

Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1997, estudaram os processos de mistura vertical que interferem na produtividade primária do fitoplâncton do reservatório de Barra Bonita, Médio Tietê, Estado de São Paulo.

Neste estudo verificou-se que rápidos processos de mistura vertical, na zona eufótica são de fundamental importância como mecanismos de controle de produtividade primária fitoplanctônica neste reservatório. Estes períodos de rápida circulação podem ocorrer somente por alguns minutos ou horas ou podem se alterar ciclicamente durante 24 horas (HORNE & GOLDMAN, 1994).

Essa circulação vertical modifica padrões de distribuição de nutrientes e gradientes de radiação fotossinteticamente ativa, e, são, portanto de importância fundamental na produção primária de comunidade fitoplanctônica.

A magnitude de Produção Primária Fitoplanctônica em Reservatórios

Kimmel *et al.*, (1990) apresentaram um resumo dos dados de produtividade primária do fitoplâncton para uma série de reservatórios em muitas regiões. A estes resultados acrescentam-se informações obtidas para reservatórios tropicais e subtropicais no Brasil. A Tabela 22 apresenta os valores de produtividade primária obtidos em uma série de reservatórios que se encontram em diferentes estados tróficos (dados de reservatórios de vários países), e a Tabela 23, especificamente para os reservatórios do Brasil (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

Tabela 22 – Valores de produtividade primária do fitoplâncton obtidos de vários reservatórios que se encontram em diferentes estados de trofia.

Estado trófico	n° de represas	Países	valores de produção Primária
Oligotrófico	10	USA	67 - 260 mgC/m ² /dia
mesotrófico	34	vários países	250 - 1000 mgC/m ² /dia
Eutrófico	22	vários países	1000 -4000 mgC/m ² /dia

Tabela 23 – Valores de produtividade primária do fitoplâncton em represas do Brasil que se encontram em diferentes estados de trofia.

Represa	Jacaré Pepira (SP)	Lobo/Broa (SP)	Paranoá (DF)	Barra Bonita (SP)
Estado trófico	Oligotrófico	oligo-mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
Variação anual de produção	50 mgC/m ² /dia	50 - 150mgC/m ² /dia	1200 mgC/m ² /dia	100-800mgC/m ² /dia

Fonte: Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2013a.

Em estudo comparado da produtividade primária fitoplanctônica efetuado por Bassoli (2006) foram encontradas amplitudes de variação de 1.44 a 472, 35 mg C m⁻² × h⁻¹ para reservatórios oligotróficos, mesotróficos e eutróficos. A Tabela 23 retirada de Henry (2014) apresenta um resumo de um conjunto de represas em várias latitudes. Bassoli (2006) encontrou significativa relação entre produtividade primária fitoplanctônica expressa em mg C × m⁻² × h⁻¹ com latitude, amônio e clorofila a. Amônio é um forma nitrogenada preferencial para o fitoplâncton, processo este já descrito por Harris (1959) para o fitoplâncton do estuário de Long Island Sound nos Estados Unidos.

Kimmel *et al.*, (1990) comparam também a produtividade primária fitoplanctônica de ecossistemas aquáticos em várias latitudes, incluindo 64 reservatórios. A Tabela 24 apresenta esses resultados.

Tabela 24 – Média, desvios-padrão (SD), amplitudes (A.V.) e coeficiente de variação (C.V.%) da produtividade primária pelo fitoplâncton ($\text{mg} \times \text{m}^{-2} \times \text{dia}^{-1}$) em represas ($n = \text{n}^\circ$ de represas examinadas).

Represas	X	SD	A.V.	C.V.	n	Autor(es)
* Oligotróficas (1)	15,12	5,9	6,7 - 23,5	39	10	Kimmel et al. (1990)
* Mesotróficas (2)	58,54	19,51	26,0 - 94,0	33	35	Kimmel et al. (1990)
* Eutróficas (3)	201,88	68,84	112,5 - 397,5	34	21	Kimmel et al. (1990)
Represas em 7 países	96,24	83,28	67-3975	87	66	Kimmel et al. (1990)
Represas no Brasil	49,55	83,34	1,44 - 472,35	170	33	Bassoli (2006)
Volta Grande (MG)	23,55	9,67	9,48 - 30,90	41	1	Verardini (2001)
Lago das Garças (SP)	356,98	201,12	55,2 - 704,0	56	1	Moschini-Carlos & Pompeo (2008)

*Fonte: Bassoli, 2006.

A produção primária fitoplanctônica também tem diferenças longitudinais nos reservatórios, produzidas pelas características dos diferentes compartimentos, tais como, alto fluxo, baixo tempo de retenção, alta concentração de sólidos em suspensão, e alta concentração de nutrientes na zona lótica; maior tempo de retenção, maior penetração de luz, sedimentação de partículas em suspensão, e concentração adequada de nutrientes para sustentar a produtividade, na zona de transição; maior tempo de retenção, maior zona eufótica, menor concentração de nutrientes e maior circulação de nutrientes no eixo vertical devido à turbulência e distribuição na coluna de água. Também deve ser considerado que nesta região a regeneração de nutrientes promovida pela excreção do zooplâncton pode ser um fator importante nesta dinâmica (TUNDISI, 1983). Esta é a zona lacustre do reservatório. As Figuras 45, 46, 47, 48 apresentam os gradientes em fatores ambientais que interferem na produtividade primária fitoplanctônica, e na biomassa fitoplanctônica ao longo do eixo longitudinal dos reservatórios (KIMMEL *et al.*, 1990).

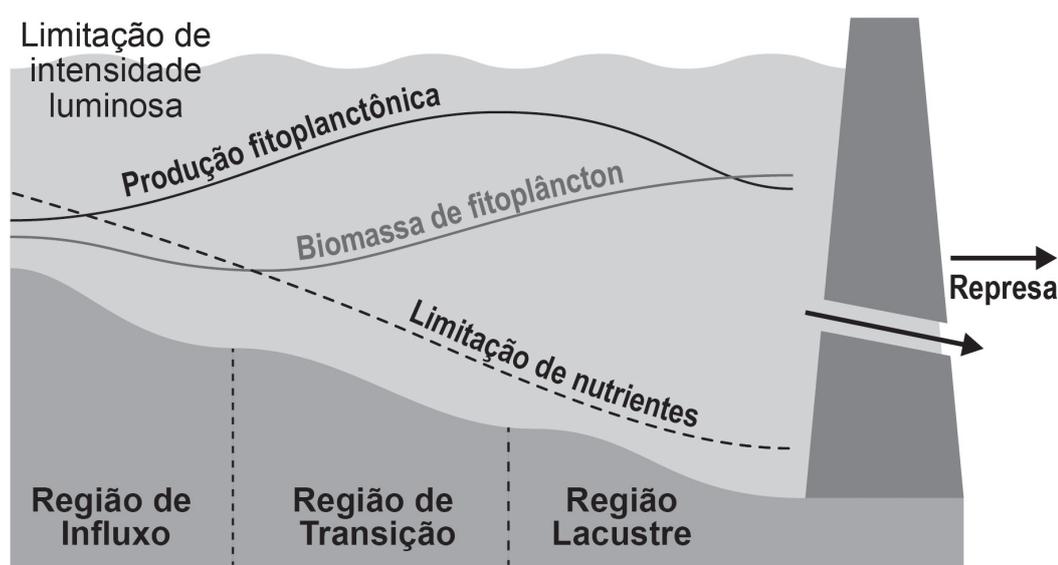


Figura 44 – Produção fitoplanctônica, biomassa de fitoplâncton e limitação de nutrientes ao longo do eixo longitudinal de reservatórios (Modificado de KIMMEL *et al.*, 1990). Adaptação de Ricardo Degani & Tundisi, 2021.

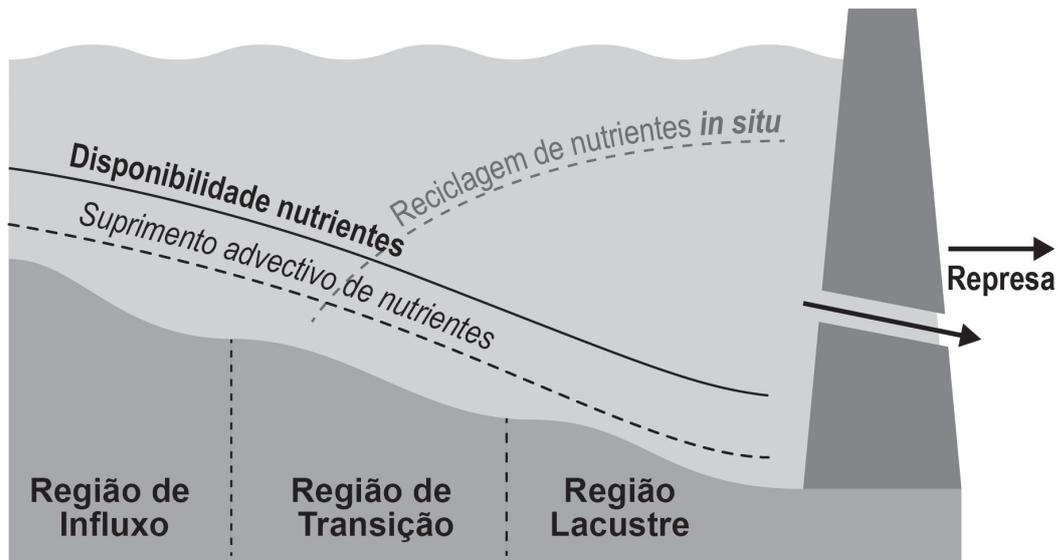


Figura 45 – Suprimento advectivo de nutrientes, disponibilidade de nutrientes e reciclagem in situ no gradiente longitudinal de reservatórios. (Modificado de KIMMEL et al., 1990). Adaptado por Ricardo Degani & Tundisi, 2021.



Figura 46 – Partículas em suspensão, velocidade de fluxo e disponibilidade de luz no gradiente longitudinal de reservatórios. (Modificado de KIMMEL et al., 1990). Adaptado por Ricardo Degani & Tundisi, 2021.

Os perfis de produtividade primária em represas apresentam diferentes profundidades de produção máxima. Esta profundidade de produção máxima depende da profundidade da zona eufótica, da concentração de nutrientes disponíveis, da zona de turbulência, da concentração de material em suspensão, e da própria composição da comunidade fitoplanctônica. A Figura 47 descreve os vários perfis desta produção máxima.

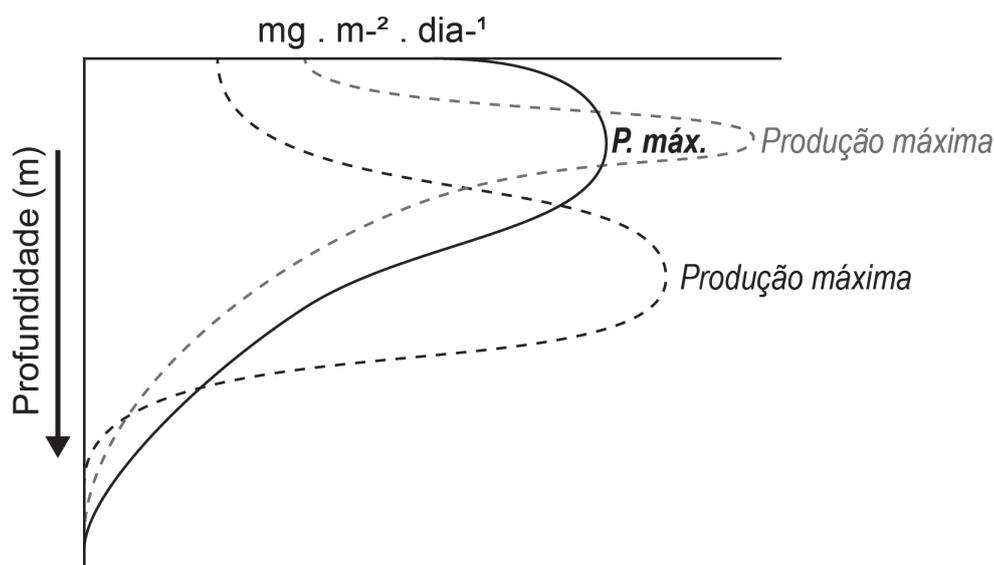


Figura 47 – Perfis verticais de produção primária líquida indicando profundidade de produção máxima em função da profundidade da zona eufótica, da intensidade luminosa, da zona de turbulência e disponibilidade de nutrientes.

Quanto às variações estacionais de produtividade primária fitoplanctônica, elas estão relacionadas com as variações das funções de força climatológicas, hidrológicas e operacionais dos reservatórios que atuam nesses processos. No caso da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) no verão, precipitação e aporte de nutrientes são fatores fundamentais. No inverno ventos que removem nutrientes de sedimento e dispersam colônias de *Aulacoseira itálica* nas camadas superficiais são fatores preponderantes. Na Represa de Barra Bonita, o tempo de retenção, o aumento do material em suspensão durante o verão, e a circulação vertical são fatores fundamentais cuja variação acelera ou reduz a produtividade primária fitoplanctônica (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 1990). A Tabela 25 apresenta os valores de produtividade primária para 23 reservatórios do Estado de São Paulo. Os dados apresentados são: Represa, Longitude, Latitude, Concentração de Clorofila a, Produtividade primária, Taxa de Assimilação.

Tabela 25 – Produtividade primária fitoplanctônica, clorofila e taxa de assimilação em reservatórios do Estado de São Paulo.

Reservatório	Lat. (S)	Long. (W)	Alt. (m)	PP (mgC.m ⁻² .d ⁻¹)	Cha (mg.m ⁻³)	TA (mgC.mgCha.h ⁻¹)
Barra Bonita	220 29'	480 34'	430	398,27	15,9	2,56
Bariri	220,06	480 45'	442	521,85	20,3	Bariri
Ibitinga	210 45'	480 50'	460	483,94	29,8	2,16
Promissão	210 24'	490 47'	410	584,08	68,7	0,83
Salto de Avanhandava	210 13'	490 46'	360	268,74	14,9	1,60
Capivara	220 37'	500 22'	520	188,67	11,7	3,40
Rio Pari	220 51'	500 32'	420	105,19	13,3	1,43
Salto Grande	220 53'	490 59'	405	102,80	5,7	2,07
Xavantes	230 08'	490 43'	400	193,79	20,8	0,95

Fonte: Projeto Tipologia de reservatórios do Estado de São Paulo (1978, FAPESP) (TUNDISI, 1978).

Reservatório	Lat. (S)	Long. (W)	Alt. (m)	PP (mgC.m ⁻² .d ⁻¹)	Cha (mg.m ⁻³)	TA (mgC.mgCha.h1)
Piraju	230 11'	490 16'	571	100,94	11,9	0,91
Jurumirim	230 11'	490 16'	571	103,05	9,7	1,02
Rio Novo	230 06'	480 55'	755	60,87	12,1	0,79
Limoeiro	210 27'	470 01'	650	225,89	22,3	2,26
Euclides da Cunha	210 36'	460 54'	700	25,99	3,8	0,96
Graminha	210 32'	460 38'	800	582,98	34,4	0,94
Estreito	200 32'	470 24'	1000	126,71	25,1	0,61
Jaguara	200 11'	470 25'	536	154,08	22,3	0,70
Volta Grande	200 05'	480 02'	510	340,23	31,7	1,22
Porto Colômbia	200 10'	480 48'	500	318,86	40,2	1,00
Marimbondo	200 18'	490 11'	390	262,10	37,5	0,80
Água Vermelha	190 58'	510 18'	452	232,47	32,5	0,80
Ilha Solteira	200 24'	510 21'	356	248,35	20,2	1,73
Jupia	200 58'	510 43'	260	301,61	15,5	2,15

Fonte: Projeto Tipologia de reservatórios do Estado de São Paulo (1978, FAPESP) (TUNDISI, 1978).

A Figura 48 apresenta as variações de produtividade primária no inverno de 1993 e no verão de 1994 na Represa de Barra Bonita médio Tiete. Os valores mínimos e máximos da produção primária fitoplanctônica, foram de 22.7 mgC x m² x h⁻¹ e 579.72 mgC x m² x h⁻¹ respectivamente (média de 200.60 mg C x m² x h⁻¹) durante o inverno. Esses valores coincidem com turbulência alta e baixa respectivamente. No verão os valores mínimos e máximo foram respectivamente 81.57 mgC x m² x h⁻¹ e 279.05 mg C x m² x h⁻¹. Portanto, produção primária é maior no inverno que no verão nesse reservatório. Durante o inverno o sistema apresenta alta turbulência, e, portanto constante suprimento de nutrientes para a zona eufótica. No verão o sistema é estável mais estratificado, a zona eufótica é reduzida devido ao aumento de material em suspensão com contribuição da precipitação. Menor tempo de retenção ocorre também durante o verão.

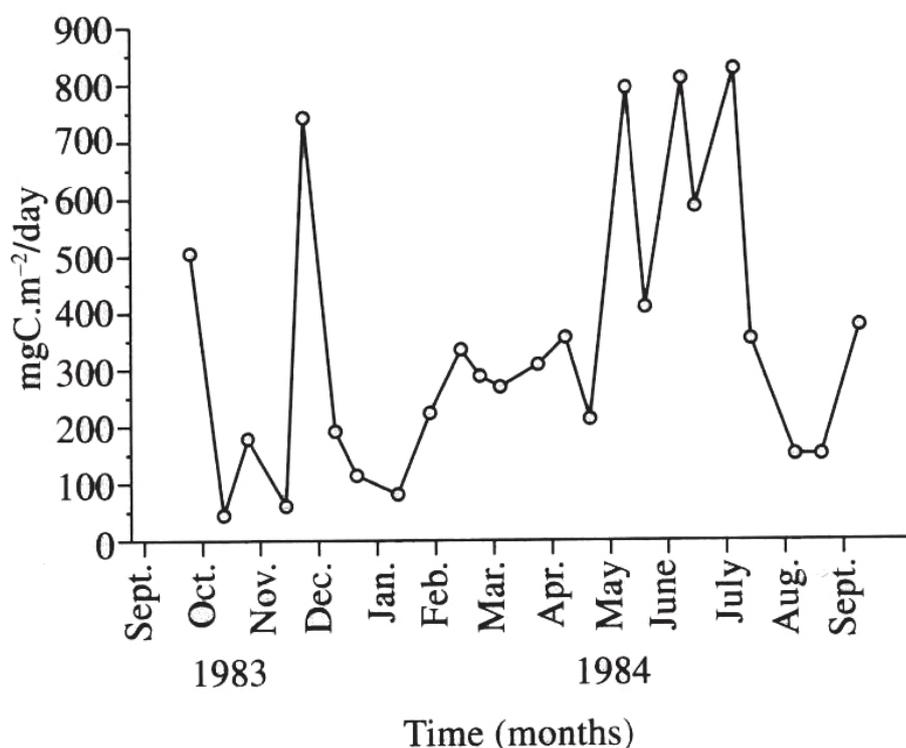


Figura 48 – Ciclo estacional da produção primária do fitoplâncton na Represa de Barra Bonita. O verão de 1984 foi um período de intenso fenômeno EL Niño (Janeiro, Fevereiro, Março). Fonte: Matsumura-Tundisi & Tundisi (1997).

A redução de concentração de material em suspensão, com diminuição de turbidez, e expansão de zona eufótica, o aumento de concentração de nitrogênio e fósforo acoplado a esta maior zona eufótica, são fatores fundamentais no controle de produtividade primária nesse reservatório e é provavelmente um padrão fundamental nos reservatórios

A produtividade primária em reservatórios localizados em uma cascata depende em parte dos aportes de montante. Há efeitos nas temperaturas da água, no regime de fluxos e na biota a jusante além da contribuição de nutrientes da represa a montante. Esta contribuição de nutrientes está relacionada com correntes de densidade e advecção que podem contribuir com significativos aportes de nitrogênio e fósforo dependendo da profundidade. Lial Sandes (1998) verificou extensos danos em colônias de *Aulacoseira itálica* e *Aulacoseira granulata* após a passagem da água pelas turbinas na Represa de Barra Bonita, e, também, com a liberação das águas pelos vertedouros. Este choque físico pode danificar células ou colônias de células e, portanto, interferir na produtividade primária. Represas são retentores de sedimentos e nutrientes e teoricamente esta retenção facilitaria o ambiente mais lacustre e menos turbulento nas represas à jusante pela redução de aporte dos nutrientes e do material em suspensão. Entretanto descargas hipolimnéticas de montante alteram padrões hidrológicos de circulação e de aporte de nutrientes a jusante. Também a descarga de água com baixa concentração de oxigênio dissolvido, afeta comunidades a jusante alterando redes tróficas e interferindo na produtividade primária fitoplanctônica além de causar mortalidade em massa de peixes.

A Tabela 26 apresenta dados comparados de produtividade primária (em mgC.m⁻².dia⁻¹) em lagos naturais, lagos em regiões temperadas e tropicais, e reservatórios. Observa-se a grande variabilidade apresentada nestas determinações Esta variabilidade está relacionada

com diferentes metodologias, diferentes períodos de coleta e outros fatores como por exemplo diferenças em radiação fotossinteticamente ativa e estado trófico dos ecossistemas.

Tabela 26 – Comparação de produtividade primária: (A) tipos de ecossistemas aquáticos regionais (LIKENS, 1975), (B) lagos listados por Wetzel (1983) e Brylinsky (1980), e (C) reservatórios.

Ecossistemas aquáticos	mg C m ⁻² d ⁻¹ *	Referência
(A) Lagos tropicais	100 - 7600	Likens (1972)
Lagos temperados	005 - 3600	
Lagos Árticos	001 - 170	
Lagos Antárticos	001 - 35	
Lagos Alpinos	001 - 450	
Rios temperados	001 - 3000	
Rios tropicais	001 - ?	
(B) 102 lagos naturais	003 - 5529**	Wetzel (1983); Brylinsky (1980)
(C) 64 Reservatórios	067 - 395	Kimmel, et al. (1990)

* Média estimada para estação de crescimento

**Fatores de conversão: 40kJ/g de carbono, 245 dias de crescimento/ano

Quando são comparadas a produtividade fitoplanctônica de lagos e reservatórios, a uma primeira observação, as variações desta produtividade em represas não são significativamente maiores do que em lagos naturais. Entretanto a uma verificação mais cuidadosa observa-se que a produtividade em represas é mais variável do que em lagos naturais devido a dois fatores principais : a) fluxos mais rápidos e menor tempo de retenção; b) continua influencia do influxo dos rios e tributários. Apesar das repetidas perturbações causadas pelos influxos e variações hidrológicas principalmente relacionadas com as necessidades de operação e usos da água a resiliencia que ocorre em muitos reservatórios é resultado destes influxos e do baixo tempo de retenção. Devido ao seu caráter híbrido rio-lago, os reservatórios possuem gradientes horizontais e verticais dos fatores abióticos que controlam a produção fitoplactonica. (Kimmel et al. 1990).

Produtividade Secundária em Reservatórios

Os estudos sobre produtividade secundária em reservatórios são limitados, e focados principalmente no zooplâncton. O zooplâncton é um componente fundamental da rede trófica de reservatórios e a sua composição, estrutura e funcionamento influenciam decisivamente a estrutura trófica das represas e a transferência de energia. As estimativas de biomassa de zooplâncton e seu conteúdo de carbono são uma primeira abordagem no sentido de compreender a importância deste componente de rede trófica na produtividade secundária. Matsumura-Tundisi et al. (2006) determinaram o conteúdo de carbono de dois reservatórios na região central do Brasil: Serra da Mesa e Manso. No reservatório de Serra da Mesa, baixa produção de carbono do zooplâncton foi registrada, tanto em peso seco (771, 9 mg x m⁻³) como conteúdo de carbono (342, 8 mg C x m⁻³). A principal fração contribuinte foi a fração < 250 a > 100µm.

Em um dos compartimentos do reservatório (“braços”) a produção foi mais alta (5, 9 mg x m⁻³) de peso seco e 28.002 (mgC x m⁻³) para o carbono. A fração com maior contribuição foi a fração < 500 a > 250 µm.

No caso do reservatório Manso ocorreu produção em peso seco e de carbono elevada: 7.578, 6 mg peso seco m⁻³ e 3.689, 6 mg C m⁻³ e 5.704, 5 mg peso seco m⁻³ e 2.693 mgC x m⁻³.

Os principais contribuintes nesse reservatório foram à fração de < 500 a > 250 µm.

Para o reservatório Manso, o maior valor de peso seco e conteúdo de carbono, deve-se a presença e dominância de copépodos calanoides cuja fração < 500 a > 250 µm é a mais abundante; no reservatório Serra da Mesa, a fração dominante < 500 a > 250 µm é composta por cladóceros.

Próximo à barragem, no compartimento lacustre deste reservatório, a dominância de rotíferos era alta, o que explica menor valor para peso seco e conteúdo de carbono nesse compartimento do reservatório. Nos dois reservatórios estudados, o conteúdo de carbono do zooplâncton permaneceu entre 40% a 57.7% de seu peso seco. Em conclusão as diferenças entre peso seco e conteúdo de carbono nos dois reservatórios estão relacionados à composição do zooplâncton. Nos compartimentos mais rasos e com maior tempo de retenção a predominância de copépodos aumentou o conteúdo de carbono nas regiões próximas à represa; com menor tempo de retenção há um aumento da população de rotíferos e menor conteúdo de carbono.

Além dos reflexos na rede trófica estes resultados mostram também efeitos da composição de carbono do zooplâncton na emissão de gases de efeito estufa. Com o aumento do tempo de retenção, e populações de zooplâncton que retém mais carbono, há uma possível diminuição das emissões em alguns compartimentos dos reservatórios. Estes resultados mostram também possíveis diferenças espaciais na emissão de gases e na estruturação das redes alimentares em diferentes compartimentos de represas.

Rocha e Matsumura-Tundisi (1984) contribuíram com estudo sobre a biomassa e produção de *Argyrodiaptomus furcatus* um copepodo calanoide dominante em determinados períodos no zooplâncton da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). A produção diária e anual foi determinada. Inicialmente foram obtidas as relações entre o comprimento dos indivíduos adultos e o carbono orgânico total. A produção dos adultos foi computada como produção de ovos, tomando-se por base a duração dos ovos até a eclosão, e a temperatura da água. A produção anual foi determinada pela integração da produção diária com o tempo.

Há dois máximos bem marcados da produção, um no verão e outro no inverno, apesar das diferenças na temperatura, da água. Um fator importante determinado a ocorrência estacional desta produção de carbono, é a disponibilidade de alimento. Considerando-se que a produtividade primária fitoplanctônica apresenta dois picos também na mesma represa (Carlos Botelho, Lobo/Broa) há uma provável correlação: no verão há um pico de produção primária devido à precipitação e transporte de nutrientes para o reservatório, e no inverno também há um máximo de produtividade primária, relacionado com os efeitos da ação do vento no sistema, e, conseqüentemente nas duas épocas maior disponibilidade de alimentos à disposição de *Argyrodiaptomus furcatus*.

Pelaez-Rodrigues & Matsumura-Tundisi (2002), realizaram um estudo detalhado sobre a produção de rotíferos no reservatório da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). A produção de espécies dominantes de rotíferos foi calculada utilizando-se o método do recrutamento por Elster (em EDMONDSON & WINBERG, 1971) baseada em valores da taxa de nascimento finita e peso seco dos organismos.

$$P = PN \times W$$

Onde:

P = produção da matéria orgânica em peso seco;

PN = Recrutamento de novos indivíduos;

W = média do peso seco individual.

O recrutamento de novos indivíduos (PN) é calculado pela seguinte fórmula:

$$PN = Nf \times B$$

Onde:

Nf = número de fêmeas;

B = taxa de nascimento finita.

$$B = E / De$$

onde:

E = proporção do número de ovos por fêmea;

De = tempo de desenvolvimento de ovo.

(EDMONDSON, 1960)

O peso seco dos rotíferos foi estimado utilizando-se uma técnica indireta de cálculo de bio-volume a partir de medidas do tamanho dos indivíduos e aplicação de fórmulas geométricas.

O tempo de desenvolvimento dos ovos para a espécie *Filinia pejleri* e *Keratella americana* foi de 19 horas para uma temperatura de 20.9°C. As espécies para regiões temperadas apresentaram tempos de desenvolvimento de 42 a 43 horas para as mesmas temperaturas.

O tempo de desenvolvimento dos ovos e as flutuações na produção de organismos a partir do peso seco mostram a importância dos rotíferos neste reservatório na transferência da energia na rede trófica. Considerando-se que o zooplâncton dos reservatórios é dominado em muitas represas pela comunidade de rotíferos pode-se aquilatar a importância desta comunidade na transferência de energia para outros níveis da rede alimentar.

As taxas de produtividade secundária foram avaliadas por (BRITO *et al.*, 2016) para as principais espécies de microcrustáceos em dois grandes reservatórios tropicais, Três Marias e Furnas, MG, Brasil. Foram avaliadas a produtividade de *Thermocyclopis minutus*, *Bosmina deitersi*, *Bosmina langmani*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Moina minuta* no reservatório de Três Marias. No reservatório de Furnas além das espécies acima foram incluídas *Notodiptomus henseni*, *Daphnia ambigua*, *Ceriodaphnia silvestrii*, *Diaphanosoma spinulosum*, *Diaphanosoma fluviatile* e *Bosmina freyi*. Altos valores de produtividade foram obtidos durante o período chuvoso para os dois reservatórios sendo 0.44 a 1.8 mg peso seco m⁻³ x dia⁻¹ para o reservatório de Três Marias e 1.50 a 3.10 mg peso seco m⁻³ x dia⁻¹ para o reservatório de Furnas. *Thermocyclopis minutus* foi a espécie com maior biomassa e número de indivíduos no reservatório de Três Marias. *Moina minuta* apresentou a taxa mais alta de produtividade durante o período chuvoso na represa de Três Marias. Na represa de Furnas, *Notodiptomus henseni* e *Daphnia ambigua* apresentaram altas taxas de produtividade tanto nos períodos chuvosos como secos. As razões de produtividade; biomassa foram geralmente mais baixas para copépodos; o *Cladocera Moina minuta* apresentou os maiores valores nos dois reservatórios.

A maior taxa de produtividade secundária na represa de Furnas é provavelmente devida a uma maior eficiência de transferência entre os níveis tróficos, devida à presença de espécies

do fitoplâncton com melhor qualidade nutricional nessa represa. Fica claro destes dados apresentados que a transferência de energia depende do estado trófico do reservatório, da sucessão fitoplanctônica e da disponibilidade de alimento para o zooplâncton. Uma diferença fundamental nesta produtividade secundária em represas tropicais é devida a uma contínua produtividade nos trópicos, enquanto que nas regiões temperadas o processo é muito limitado no outono e no inverno.

Capítulo 13

O Zooplâncton

Todas as represas são ecossistemas relativamente recentes ou muito recentes se comparadas a lagos naturais. Portanto, as comunidades de organismos que ocorrem nesses sistemas artificiais, ainda se encontram em um estado de organização. O zooplâncton das represas, da mesma forma que outras comunidades está submetido às funções de força climatológicas e hidrológicas, como nos lagos e ecossistemas naturais, mas ao mesmo tempo, há também o efeito do fluxo, as variações em volume e vazão, e portanto do tempo de retenção que é um fator importantíssimo na organização das comunidades planctônicas e da rede alimentar. Evidentemente a colonização de espécies de zooplâncton no reservatório depende do estoque de grupos e espécies da fauna zooplanctônica regional. Um exemplo bastante ilustrativo da composição do zooplâncton de represas foi apresentado no estudo de Margalef *et al.*, (1976) em que foi comparada a fauna zooplanctônica de 104 represas distribuído por todo o território da Espanha. A ideia básica no estudo do zooplâncton como o de outras comunidades era comparar as características físicas e químicas da água com a composição das comunidades e, evidentemente verificar as diferenças entre as represas sobre os índices de diversidade do zooplâncton, as espécies dominantes em cada grupo, e as espécies indicadoras das condições de trofia dos reservatórios. As comunidades de rotíferos analisadas para o conjunto de reservatórios foram classificadas do ponto de vista de sua alimentação em: a) bentônicas; b) semi-pelágicas; c) pelágicas macrofagos comedoras de algas de maiores dimensões (> 50 µm) como diatomáceas, desmidiaceae; d) pelágicas nanofitofagos comedores de pequenas algas, mediante um sistema de filtração seletiva; e) pelágicas, sestófagos comedores de detritos, bactérias e pequenas algas (< 20 µm) com pouca seletividade.

Esta classificação mostra o importante papel dos rotíferos dessas represas na rede alimentar e na seleção de alimento. As diferentes comunidades planctônicas de rotíferos apresentaram variações de acordo com a estrutura físico química das represas como: águas pouco mineralizadas, águas alcalinas, águas com trofia extrema. Outra descoberta importante deste trabalho foi que na região mais a montante dos reservatórios, há maior predominância das espécies de rotíferos sestófagos (comedores de detritos) devido evidentemente ao conjunto de material detrítico proveniente dos tributários.

Já na zona pelágica das represas predominam as espécies de rotíferos macrófagos ou nanofitofagos. Quanto maior a trofia das represas maior o predomínio de espécies de sestófagos (comedores de detritos em suspensão). Outras variáveis que interferem na composição da comunidade de rotíferos apresentada neste estudo são as variações de temperatura da água, da produtividade primária, o grau de oxigenação e o grau de estratificação das represas durante o ciclo estacional. As variações estacionais resultaram em padrões diferenciais da comunidade e na substituição de espécies. Comportamento de espécies congênicas ocorrem em função da estratificação: por exemplo *Trichocerca similis* localiza-se nas águas superficiais e *Trichocerca*

pussila em profundidades intermediárias provavelmente devido ao fato que esta deposita seus ovos nos filamentos de *Aulacoseira sp.* *Fillinia terminalis* encontra-se em maior profundidade em águas estratificadas e *Fillinia limnetica/longiseta* em profundidades com mistura vertical acentuada. *Fillinia terminalis* está melhor adaptada a temperatura mais baixas, e suporta concentrações de oxigênio mais baixas como ocorre durante o processo de estratificação.

Este estudo comparado apresenta, portanto informações fundamentais sobre os fatores físicos e químicos que atuam nas comunidades de rotíferos e evidentemente nas comunidades de zooplâncton.

Outra descoberta importante neste estudo dos reservatórios da Espanha refere-se à variação de formas de uma mesma espécie dando-se como exemplo o rotífero *Keratella cochlearis*. Alterações no tamanho médio dos indivíduos com a temperatura foram encontrados (maior temperatura da água e menor tamanho médio dos indivíduos) e aumento de espinhos e estruturas nas formas adultas. Quanto aos crustáceos neste estudo dos 104 reservatórios, encontraram-se um total de 64 espécies dos quais 40 são cladóceros, 20 são copépodos e 4 ostracodes. Os estudos demonstram que há grandes flutuações estacionais nas represas, provavelmente devido às variações climatológicas/hidrológicas, temperatura da água e circulação. O conjunto de espécies encontradas mostra um grupo de espécies de crustáceos planctônicos, que constituem uma comunidade tipicamente planctônica. Deste grupo fazem parte espécies do gênero *Daphnia* (*D. longispina*; *D. hyalina*; *D. pulex*) e dos gêneros *Ceriodaphnia sp* e *Bosmina sp* entre os cladóceros e *Cyclops sp* nas várias espécies entre os copepodas. Além disso, outro grupo que se destacou, entretanto com uma distribuição limitada foi o dos *Calanoides*. Já Hutchinson (1957), e muitos outros autores entre os quais Matsumura-Tundisi (1986), (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 1997, 2003) mostraram que as distribuições endêmicas das espécies de *Calanoides* planctônicas estavam relacionadas com a condutividade e composição química da água em lagos naturais e reservatórios. Outro grupo de espécies que não é necessariamente euplanctônica encontra-se ocasionalmente no plâncton, e neste caso dos reservatórios estudados na Espanha, é a maioria dos *Chydoridae*. Os estudos realizados com o zooplâncton nesta pesquisa comparativa de represas possibilitaram agrupar esses ecossistemas artificiais em conjuntos representando os graus de mineralização da água e as características tróficas. A colonização dos reservatórios pelas espécies zooplânctônicas, dá a cada conjunto de sistemas características próprias, o que constitui uma grande diferença com lagos, pois nestes ecossistemas naturais há uma evolução conjunta das comunidades e uma interação entre as características ambientais físicas e químicas. As pressões de colonização e a consolidação das comunidades são diferentes nas represas devido a constante alteração das condições abióticas durante a fase de enchimento e, após, as diferentes regras de operação.

Muitos estudos de reservatórios descrevem a dinâmica temporal destes ecossistemas, e as relações com as variáveis ambientais como a temperatura das águas, flutuações hidrológicas e a climatologia local e regional. A variabilidade espacial dos reservatórios é importante, pois promove subsídios para o estudo de distribuição das comunidades e o estabelecimento de programas de amostragem (LEGENDRE, 1993).

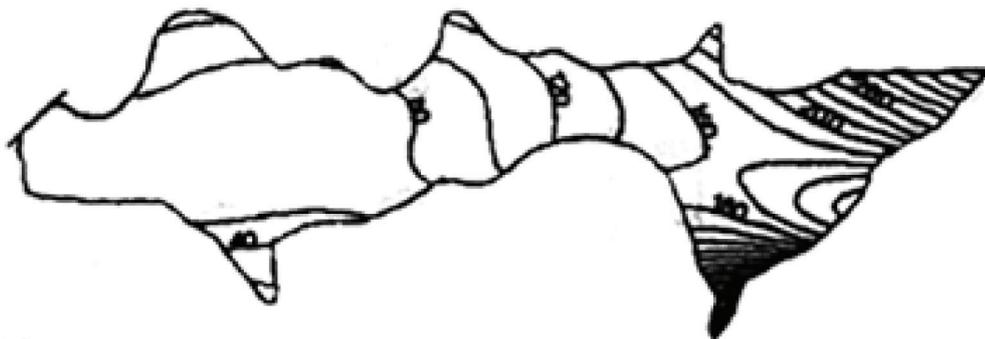
Distribuição Espacial do Zooplâncton em Reservatórios

Em capítulos anteriores (ver Módulo II, capítulo 5) tratou-se da organização espacial dos reservatórios, também destacada por Ford, 1990. A estruturação espacial das comunidades

planctônicas foi estudada por Bini, Tundisi, Matsumura-Tundisi & Matheus (1997) para o reservatório da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). Este trabalho foi realizado com base nos dados apresentados por Tundisi, Matsumura-Tundisi & Matheus (1975). A idéia fundamental nesse estudo de heterogeneidade e distribuição espacial foi a de contribuir para o maior conhecimento da comunidade zooplancônica dessa represa nos processos de produtividade secundária, herbivoria, reciclagem de nutrientes, e relações tróficas nos diferentes compartimentos espaciais.

Os dados desse estudo consistem em valores de densidade de quatro grupos zooplancônicos (adultos e náuplios de copepodes, cladóceros e rotíferos). As coletas foram feitas em 25 pontos do reservatório, e o tratamento das informações obtidas, para analisar os padrões de variação de densidade do zooplâncton foram inicialmente analisados por uma análise canônica de tendências de superfície (DINIZ FILHO, 1995). Os objetivos desta análise são obter uma combinação linear de variáveis biológicas, maximizando sua correlação com coordenadas geográficas (latitude, longitude e suas expressões polinômicas) (LEE, 1969) usando-se uma análise de correlação canônica. Outras expressões e formulações estatísticas foram utilizadas para refinar a análise de distribuição espacial (PINEL-ALLOUL, 1995). A figura 49 mostra o mapa da variação das densidades de náuplios de copepodes e cladóceros na Represa obtidos com as análises acima descritas (BINI, TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI & MATHEUS, 1997).

(a)



(b)

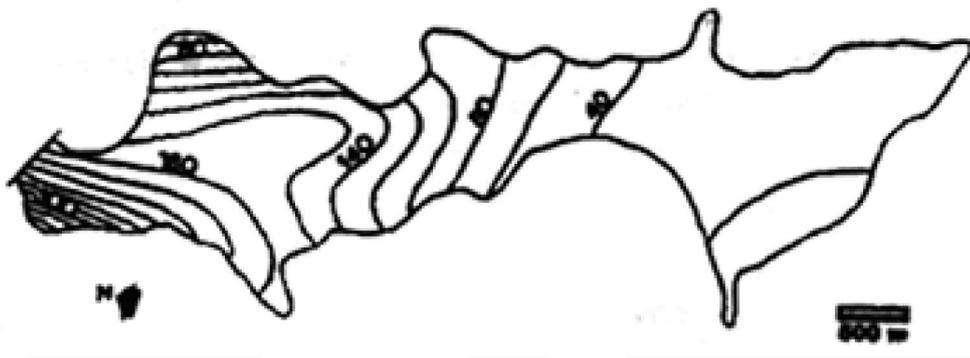


Figura 49 – Mapa da variação espacial dos grupos de copepodes na fase de nauplius (a); e cladóceros (b) com interpolação na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa). As linhas representam a densidade dos organismos em diferentes regiões ao longo da represa. Fonte: Bini *et al.*, 1997.

A distribuição horizontal dos parâmetros limnológicos e a sua heterogeneidade é devida a processos de transporte como as forças advectivas (FORD, 1990). A variação horizontal é, portanto uma característica fundamental nos reservatórios. Mesmo em um reservatório com homogeneidade vertical como a Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) que é polimítico, há uma variação horizontal. Entretanto, os gradientes espaciais na distribuição do zooplâncton não podem ser explicados pelas variações horizontais do oxigênio dissolvido, temperatura, pH e material em suspensão. Estas variáveis físicas e químicas apresentam pouca heterogeneidade ao longo do eixo horizontal do reservatório. Marzolf (1990) apresenta um modelo teórico que descreve a distribuição do zooplâncton em reservatórios ao longo de seu eixo longitudinal. Neste estudo teórico, estima-se que a abundância do zooplâncton ao longo do eixo longitudinal do reservatório é determinada pelos fatores velocidade da corrente e exportação de materiais (material em suspensão, nutrientes, carbono orgânico dissolvido). Se a velocidade da corrente for preponderante, há um aumento na densidade do zooplâncton nas áreas próximas à represa. Se a exportação de materiais for preponderante então o zooplâncton concentra-se na zona próxima a área lótica do reservatório e sua densidade diminui em direção à represa. Se os dois fatores atuarem permanentemente a distribuição espacial do zooplâncton assemelha-se a uma distribuição de frequência com assimetria positiva (Bini, Tundisi, Matsumura Tundisi & Matheus, 1997).

Estas teorias existentes sobre os fatores que influem na distribuição espacial do zooplâncton apontam para um conjunto de fatores que atua simultaneamente ou isoladamente dependendo do reservatório, sua morfometria e características hidrodinâmicas. Patalas & Salki, 1992 discutiram que a morfologia, a geologia da bacia de drenagem e a localização dos principais tributários do Lago Winnipeg eram fatores fundamentais na distribuição espacial do zooplâncton deste lago, o que pode ser um dado comparativo importante para reservatórios. Outros fatores como a ação do vento (que no caso da Represa do Lobo/Broa é sempre unidirecional no sentido sul norte, e está na direção do eixo longitudinal da Represa), aspectos comportamentais de espécies planctônicas e as variações temporais de advecção são também importantes (GUNTZEL, 2000). Como a comunidade planctônica é constituída por grupos desde protozoa até crustáceos o comportamento destes vários componentes é diverso e portanto esta distribuição espacial esta relacionada com muitos fatores como o hábito alimentar a localização espacial preferencial das espécies (por exemplo zona litorânea e zona limnetica), a presença de macrófitas, fatores nutricionais e outros abióticos. No caso dos protozoa estes são nos reservatórios organismos que se localizam próximos ao sedimento por exemplo enquanto que os crustáceos estão mais localizados na região limnetica.

Na Represa de Barra Bonita, Médio Tietê, Matsumura-Tundisi & Tundisi (2005) concluíram que as diferenças na distribuição espacial do zooplâncton podem ser atribuídas ao grande número de tributários, os quais contribuem para uma ampla e variada heterogeneidade espacial horizontal, promovendo nichos e agrupamentos de espécies do zooplâncton em função das características físicas e químicas da água e da contribuição desses tributários à disponibilidade de alimentos (fitoplâncton, partículas em suspensão, bactérias). A Figura 50 ilustra esta situação espacial da Represa.



Figura 50 – A grande densidade de tributários na Represa de Barra Bonita é uma das causas da heterogeneidade espacial horizontal deste reservatório. Cada tributário contribui com água de diferentes características promovendo efetivamente a heterogeneidade do ecossistema no eixo horizontal.

Também é notável que neste reservatório de Barra Bonita, Matsumura-Tundisi & Tundisi (2005) encontraram distribuição espacial diferenciada do zooplâncton no corpo principal da represa como resultado de ascendência vertical de colunas do fitoplâncton e nutrientes, e estímulo ao agrupamento de espécies referente à alimentação e nutrientes. Este fenômeno localizado pode explicar a distribuição localizada de florescimentos de fitoplâncton em determinadas regiões dos reservatórios (MARGALEF comunicação pessoal, 2002).

Matsumura-Tundisi & Tundisi (2005), mostraram neste estudo detalhado da distribuição horizontal do zooplâncton na represa de Barra Bonita, que os gradientes ambientais heterogêneos são fatores extremamente seletivos que aumentam a riqueza de espécies de fitoplâncton e zooplâncton em reservatórios. Em um estudo comparado do reservatório de Barra Bonita e do Lago Don Helvécio no sistema de lagos do Rio Doce, Tundisi & Matsumura-Tundisi (1994) demonstraram que o reservatório apresentou grande número de espécies limnéticas de zooplâncton (37 espécies: 20 rotíferos; 8 cladóceros e 5 copépodos).

O Lago Don Helvécio apresentou 16 espécies: 6 rotíferos; 5 cladóceros, 5 copépodos. Apesar de intensa estratificação térmica e química que se estende por 8 meses e promove gradientes verticais acentuados, há uma estabilidade térmica e química no lago. No reservatório Barra Bonita há gradientes horizontais acentuados, polimixia, o que promove uma permanente instabilidade e heterogeneidade que pode ser o principal fator para a diferença acentuada em riqueza de espécies. O Lago Don Helvecio mostrou uma estratificação vertical da comunidade zooplanctônica que acompanhou a estratificação vertical de temperatura e oxigênio dissolvido. As espécies de zooplâncton ocuparam nichos espaciais bem determinados na coluna da água estratificada. No metalimnio uma espécie desenvolveu-se permanentemente durante todo o período de estratificação. *Tropocyclops prasinus* um copépodo ciclopoide que alimenta-se de bactérias, detritos e cianobactérias.

Na represa de Barra Bonita a variabilidade espacial e temporal estimulou a maior diversidade zooplanctônica. Esta diversidade apesar da aparente homogeneidade do ecossistema aquático, foi considerada por Hutchinson (1967) **o paradoxo do plancton**.

Alterações na composição e diversidade de plâncton, fitoplâncton e zooplâncton, são frequentes em reservatórios devido aos progressos da eutrofização, e as alterações físicas e químicas frequentes que ocorrem. Um dos fatores que pode contribuir também para esta maior riqueza de espécies em reservatórios é a presença de ovos de resistência (ou dormência) no sedimento; estes ovos de resistência podem eclodir quando há condições favoráveis de qualidade de água, e, portanto, a presença de náuplios e adultos de determinadas espécies pode ser explicada por este processo.

Dinâmica Populacional da Comunidade Zooplanctônica

Em pesquisa desenvolvida na represa do UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa), Rietzler *et al.*, (2002) demonstraram que a dinâmica populacional de Copepoda Calanoida *Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiaptomus iheringi* estava relacionada com as condições nutricionais, físicas e químicas da água. *A. furcatus* sobrevive e se desenvolve em condições de ótima qualidade da água com baixa turbidez, alta transparência, baixa condutividade ($< 15 \mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$) isto é, condições oligo mesotróficas. *Notodiaptomus iheringi* sobrevive, e se desenvolve em condições de maior turbidez, condutividade mais elevada ($> 20 \mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$) e menor transparência ou seja condições meso eutróficas. Como as duas espécies apresentam taxas de desenvolvimento semelhantes a baixas temperaturas, o fator principal seletivo foi a flutuação no estágio de eutrofização do reservatório. *Argyrodiaptomus furcatus* desenvolve-se em águas oligotróficas e é menos seletivo na filtração de alimentos em suspensão. *Notodiaptomus iheringi* é mais seletivo na filtração de alimentos em suspensão e desenvolve-se mais efetivamente em águas eutróficas (Figura 51).

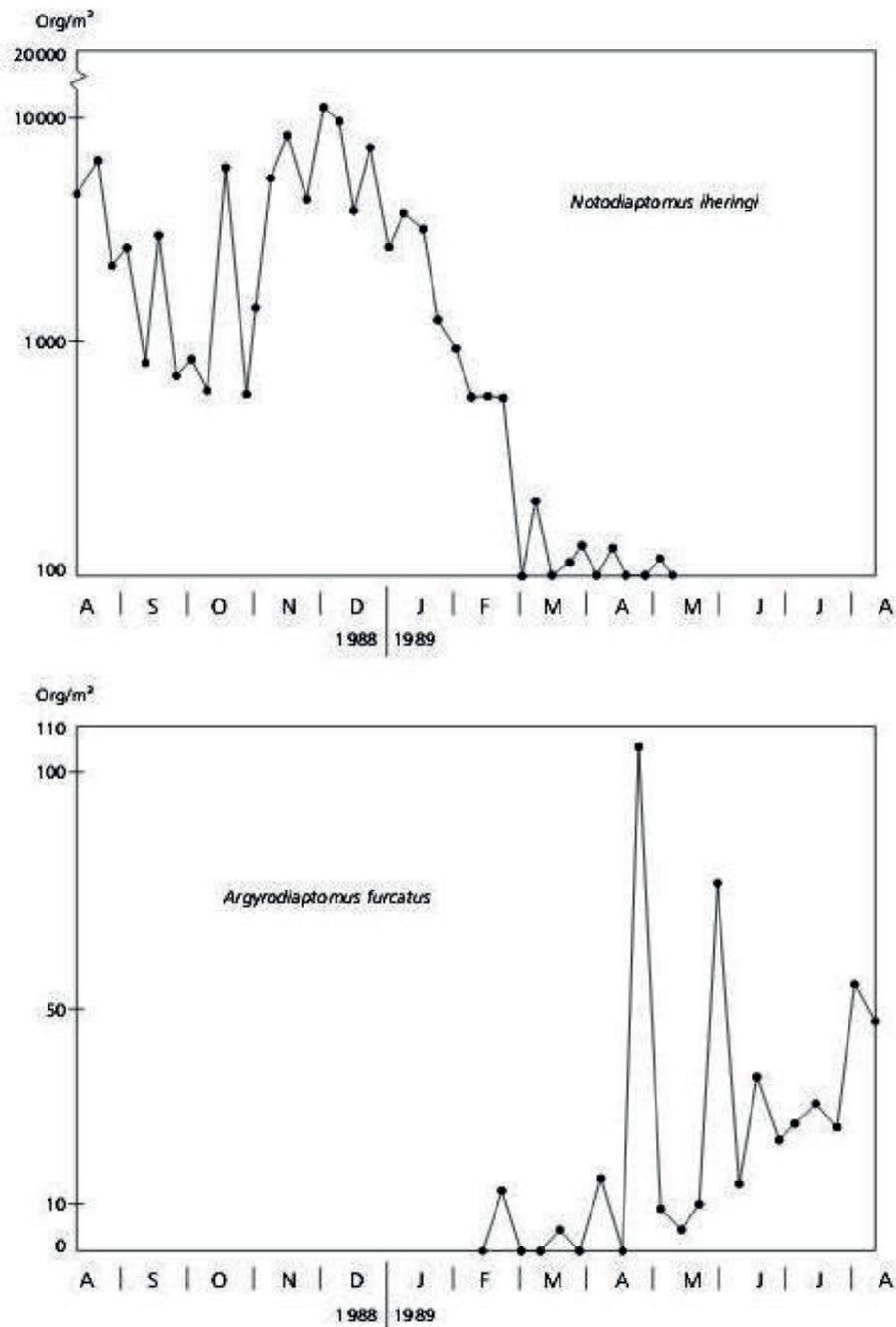


Figura 51 – Alternância na sucessão de espécies de Calanoida na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo – Broa) devida às alterações nas condições ambientais. Fonte: Rietzler et al., 2002.

A oscilação da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) em diferentes estágios de eutrofização foi à causa principal das alterações e alternâncias das duas espécies de copépodos durante vários períodos no reservatório. Portanto, fatores ambientais como pH, condutividade, composição química da água e qualidade do alimento disponível, quando oscilam, podem promover alterações na sucessão sazonal de espécies. Para o caso específico de copépodos calonoides, as proporções iônicas, a condutividade e o alimento disponível são fundamentais na composição e sucessão de espécies. A sucessão de espécies zooplânctônicas

em reservatórios depende de vários fatores como aumento do alimento disponível, biomassa do fitoplâncton e bactérias e detritos, o grau de trofia dos reservatórios. Lamperth (1982), demonstrou que o aumento das cianobactérias em lagos naturais e também comprovado experimentalmente, interferia na taxa de filtração do zooplâncton. A teoria geralmente aceita de que reservatórios eutróficos apresentam menor diversidade de espécies do que reservatórios oligotróficos parece ser válida para comunidades de sistemas lacustres e não de reservatórios onde outros fatores como o tempo de retenção ou a descarga rápida a jusante podem influenciar a biomassa e diversidade de espécies.

Na sua Teoria do Meio Ambiente Andrewartha & Birch (1984) definiram um arranjo hierárquico dos fatores que influenciam diretamente a sobrevivência e reprodução do que eles chamaram de “ANIMAL PRIMÁRIO “. O ambiente de uma população de determinada espécie, é constituído pelo “centrum” de fatores que diretamente afetam a sobrevivência e a reprodução de uma população e por uma rede que contém todos os fatores que influenciam indiretamente a população. Fatores como temperatura da água e sua estacionalidade, condutividade elétrica, disponibilidade de alimento, predação, são fundamentais nesta sucessão do zooplâncton e sua distribuição nos diferentes reservatórios. Tempo de retenção e velocidade e volume da descarga também são importantes. Fatores como a descarga repentina (vazão defluente rápida) podem influenciar como demonstra a Figura 52, o impacto do pulso de descarga a jusante no zooplâncton com grandes alterações na biomassa, composição, e diversidade de espécies. Em represas este pode ser um fator muito importante na sucessão estacional e mesmo espacial.

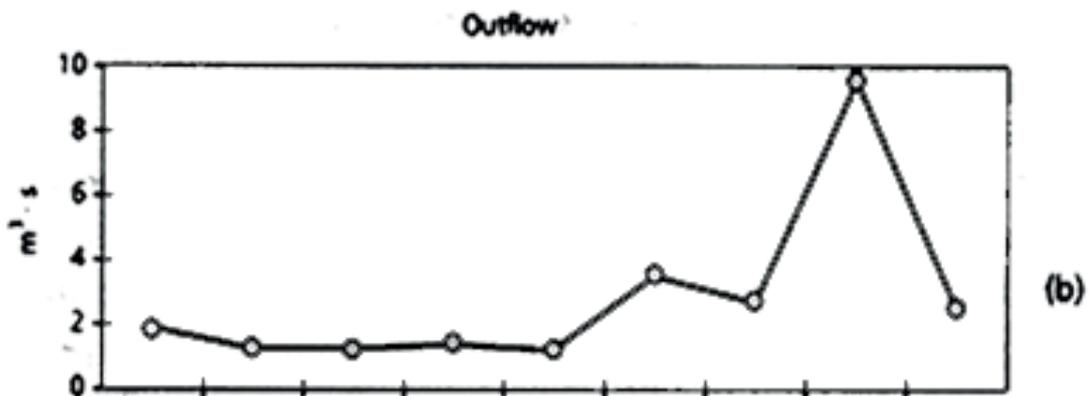
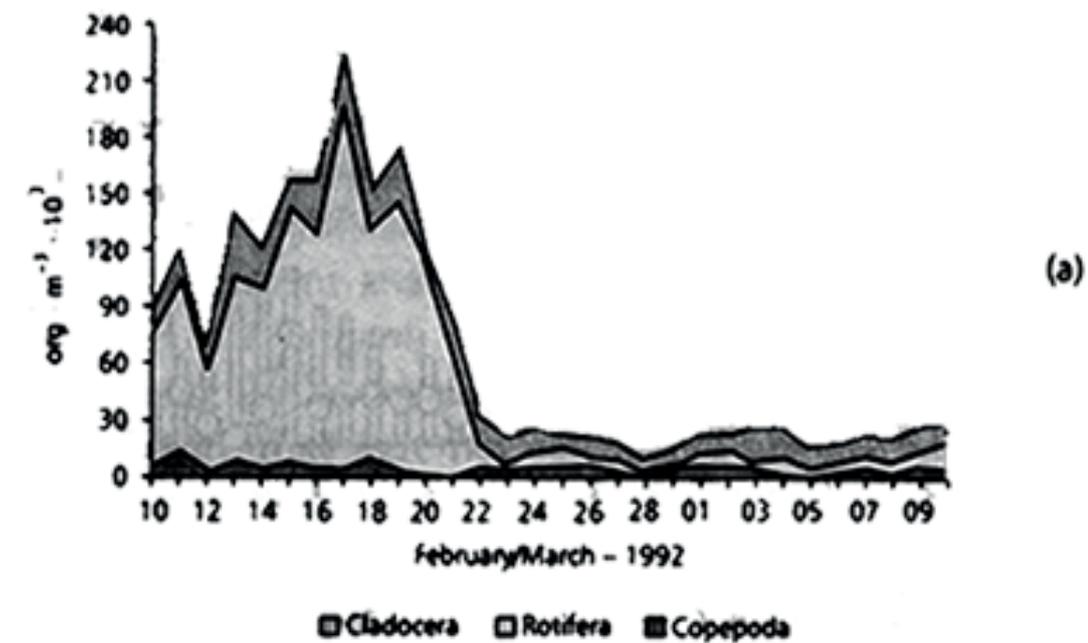


Figura 52 – Efeito da descarga a jusante na biomassa de zooplâncton na Represa de Jacaré Pepira. Fonte: Fonseca, 1996.

Distribuição Espacial da Comunidade Zooplanctônica

A distribuição espacial do zooplâncton em reservatórios do Estado de São Paulo foi amplamente estudada e esclarecida no Projeto Biota/Fapesp. Neste projeto foi explorada a relação entre a distribuição espacial de espécies de Copepoda Cyclopoida e Calanoida, e as condições físicas, químicas e biológicas da água. Condutividade elétrica, temperatura da água, condições nutricionais, presença de intensos florescimentos de cianobactérias, concentração de oxigênio dissolvido, são fatores decisivos nesta distribuição espacial como demonstrado para copepodes Calanoida e Cyclopoida e pelas diferentes espécies destes grupos na aplicação do sistema de análise SINBIOTA /FAPESP. É importante salientar que esta distribuição está relacionada com as relações e comportamento fisiológico das diferentes espécies frente as modificações em fatores ambientais e no envelope de tolerância de cada espécie. Os dois

grupos de Copepoda, Calanoida e Cyclopoida diferem pelo seu hábito alimentar sendo que os Calanoida são filtradores e os Cyclopoida são capturadores; os primeiros habitam a região limnética do lago e Cyclopoida mais a região litorânea ou em corpos de água de pouca profundidade. Entretanto, as espécies do gênero *Thermocyclops* ocorrem na zona limnética de vários corpos de água (represas e lagoas) como mostra a Figura 53

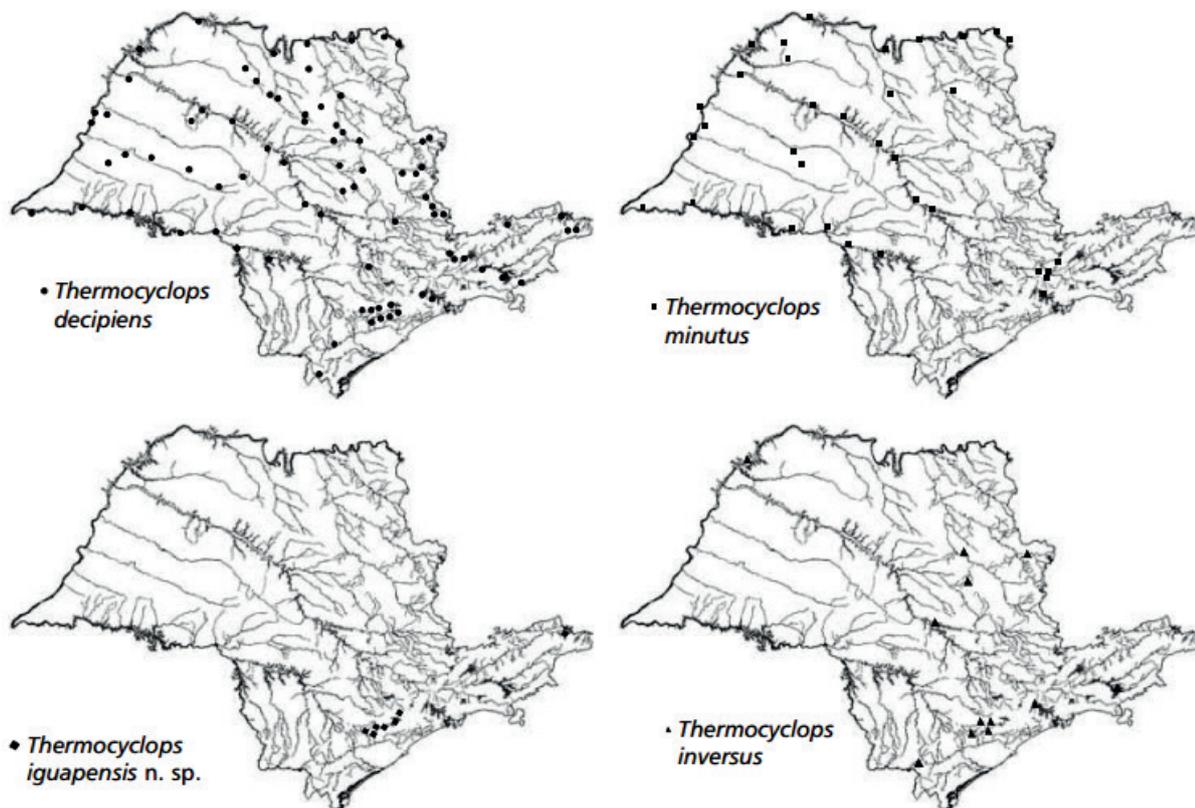


Figura 53 – Distribuição espacial de espécies de *Thermocyclops* ssp no Estado de São Paulo. Fonte: Silva & Matsumura-Tundisi, 2005 – Projeto Biota – Fapesp.

A espécie *Thermocyclops decipiens* é a espécie mais bem adaptada ocorrendo em quase todos os corpos de água do Estado de São Paulo, seguida por *Thermocyclops minutus* demonstrando o comportamento **euriécio**, enquanto que o *Thermocyclops inversus* e a nova espécie identificada como *Thermocyclops iguapensis* é de ocorrência restrita a determinados corpos de água, demonstrando o comportamento **estenoécio** ocorrendo

somente nos corpos de água pertencentes a UHGRHs Ribeira do Iguape e Paraiba do Sul.

Os Ciclopóides tem sido considerado como um grupo com maior sucesso do que os Calanóides em sistemas eutróficos. Devido ao seu hábito alimentar predatorial, capturador, eles podem capturar partículas de maior tamanho. Mesmo as cianobactérias coloniais que são dominantes em sistemas eutróficos podem ser consumidas diretamente ou após a decomposição dos florescimentos onde massas de detritos enriquecidos por bactérias ocorrem (LIAL SANDES, 1998). Matsumura Tundisi *et al.*, 2002, demonstraram que em sistemas eutróficos com grande concentração de *Microcystis aeruginosa* em um compartimento da Represa Billings, ocorreu uma redução na composição de espécies do zooplâncton com somente três espécies de rotíferos, duas espécies de cladóceros, e uma espécie de Cyclopóida. No braço Rio Grande da mesma represa sem florescimentos de cianofíceas, ocorreu um total de 12 espécies

de rotíferos, sete espécies de cladóceros, e cinco espécies de copépodos. Neste braço Rio Grande a dominância no fitoplâncton era de clorófitas.

Para a espécie *Thermocyclops decipiens*, por exemplo, Rocha *et al.*, 1999, demonstraram que predação, e descarga a jusante, são fatores fundamentais no controle da população, reprodução e sobrevivência.

Já o gênero *Mesocyclops* composto pelas espécies: *M. aspericornis*, *M. ellipticus*, *M. meridianus*, *M. longisetus*, *M. ogunus* são organismos maiores do que o genero *Thermocyclops* ocorrendo mais na região litorânea dos corpos de água junto as macrófitas, e em condições mais eutroficas.

A Figura 54 a seguir, mostra: a distribuição geográfica e ocorrência das espécies de *Mesocyclops spp* nas Unidades de Gestão de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Como se observa por esta figura e no caso específico dos Cyclopoida do gênero *Mesocyclops* há uma concentração das diferentes espécies deste grupo nas UGRHI mais eutróficas. Deve-se acentuar que foram estudados mais de 200 corpos de água no Estado de São Paulo o que comprova a aglomeração dos *Mesocyclops* nas unidades mais eutrofizadas.

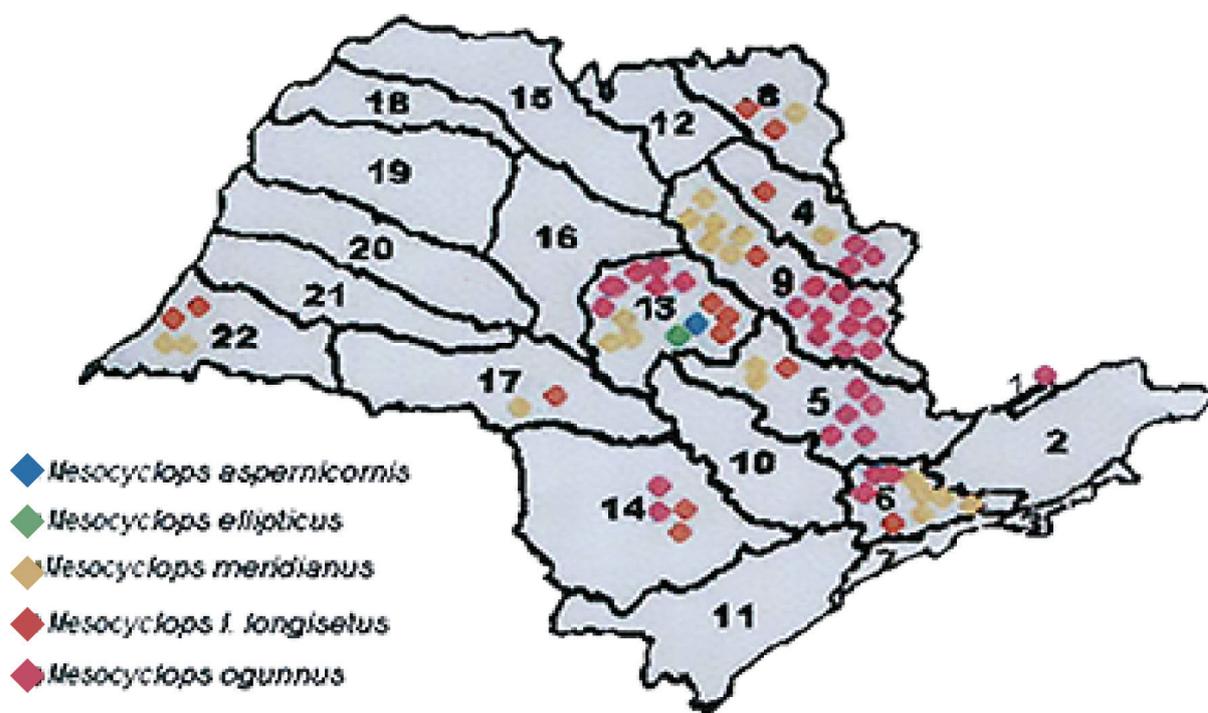


Figura 54 – Distribuição Geografica das espécies de *Mesocyclops spp* nas UGRHI do Estado de São Paulo. Fonte: Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2018, SINBIOTA- FAPESP.

Os mesmos autores, estudando os reservatórios constituídos em cascata no Médio Tietê, Estado de São Paulo, observaram a ocorrência mais frequente do gênero *Mesocyclops*, nos reservatórios mais eutróficos (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga) e do genero *Thermocyclops* em reservatórios oligo mesotróficas (Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos) como pode ser observada na Tabela 27.

Tabela 27 – Distribuição de espécies de *Mesocyclops* e *Thermocyclops* nos reservatórios em cascata do médio Rio Tiete Estado de São Paulo.

Species	Barra Bonita	Bariri	Ibitinga	Promissão	Nova Avanhandava	Três Irmãos
<i>Mesocyclops ellipticus</i>	+					
<i>Mesocyclops longisetus</i>	+	+	+			
<i>Mesocyclops meridianus</i>	++	+	++	+		
<i>Mesocyclops ogunnus</i>	+++	+	++	++	+++	+
<i>Microcyclops anceps</i>			+			
<i>Thermocyclops decipiens</i>	+++	++	++	+	+++	++
<i>Thermocyclops inversus</i>						+
<i>Thermocyclops minutus</i>	++	+	+	+++	+++	+++

Do ponto de vista quantitativo zooplâncton é um importante componente da rede alimentar em reservatórios, e, portanto a ausência ou presença de determinadas espécies pode influenciar a estrutura da rede alimentar.

Somente espécies de ciclopoídeos com sua capacidade de hábito raptorial de alimentação, podem utilizar as cianobactérias. Em reservatórios mais oligotróficos localizados no final da cascata, há um outro grupo de espécies de ciclopoídeos mais adaptado a filtrar partículas finas (< 20µm).

A utilização de espécies de zooplâncton como indicadores das condições ecológicas de reservatórios é importante do ponto de vista qualitativo e quantitativo. Do ponto de vista qualitativo específica a tolerância de espécies a diferentes condições como disponibilidade de alimento, condutividade elétrica e efeitos da predação. Algumas espécies de rotíferos como *Brachyonus caliciflorus* e *Asplanchna sieboldi* são indicadores de ecossistemas com alta concentração de matéria orgânica. Margalef *et al.*, 1976 demonstraram a alta diversidade de zooplâncton em reservatórios eutróficos da Espanha em comparação com reservatórios oligotróficos.

Com relação aos Copepoda os Calanoida que são organismos filtradores a sobrevivência e reprodução dependem da disponibilidade de alimento e da variação do nível da água do reservatório. Esta espécie tem hábito filtrador que usa nanofitoplanton, (células com tamanho menor que 10 µm), (MATSUMURA-TUNDISI & TAVARES, 1984); além disto também depende da presença de macrófitas como abrigo de predadoras invertebrados e larvas de peixes. Ventos e precipitação podem alterar estas variáveis de controle pois influenciam a produção primária e resuspendem diatomáceas do sedimento reduzindo a disponibilidade de nanofitoplanton. A maioria das espécies de Calanoida ocorrem portanto, na zoan limnetica, realizando a migração vertical permanecendo no fundo durante o dia e migrando para a superfície durante a noite para se alimentar.

A distribuição geográfica evidenciada pelas diferentes espécies é a presença ou ausência de determinadas espécies que está relacionada com a capacidade de tolerância a fatores como condutividade elétrica e temperatura, alimento disponível e grau de toxicidade do ecossistema aquático. Neste grupo de organismos pode-se distinguir entre espécies euriécias (alta tolerância e distribuição mais ampla) e espécies estenoécias (baixa tolerância e distribuição mais restrita). A Figura 55 apresenta a distribuição geográfica de *Notodiptomus iheringi* nas UGRHi e a Figura 56 a distribuição de *Notodiptomus oliverai* nsp consideradas euriécias e as Figuras 57 e 58 respectivamente a distribuição geográfica de *Argyrodiptomus azevedoi* e de *Odontodiptomus paulistanus*, consideradas estenoécias. Esta distribuição geográfica

corroborar o conceito de **espécies euriécias** e **espécies estenoécias** neste grupo de organismos. Além de serem excelentes indicadores de condições tróficas ou tóxicas dos ecossistemas aquáticos, estes organismos tem relevante papel nas redes tróficas, na transferência de energia para outros níveis da rede alimentar e nos processos de predação e pastagem sobre o fitoplâncton.

Estes mapas de distribuição ilustram como as varias espécies ocorrem conjuntamente ocupando espaços diferentes devido ao seu comportamento. A resposta destas espécies é uma das consequências das alterações do envelope físico, químico e biológico para cada espécie (sensu Rocha *et al.*, 1999)

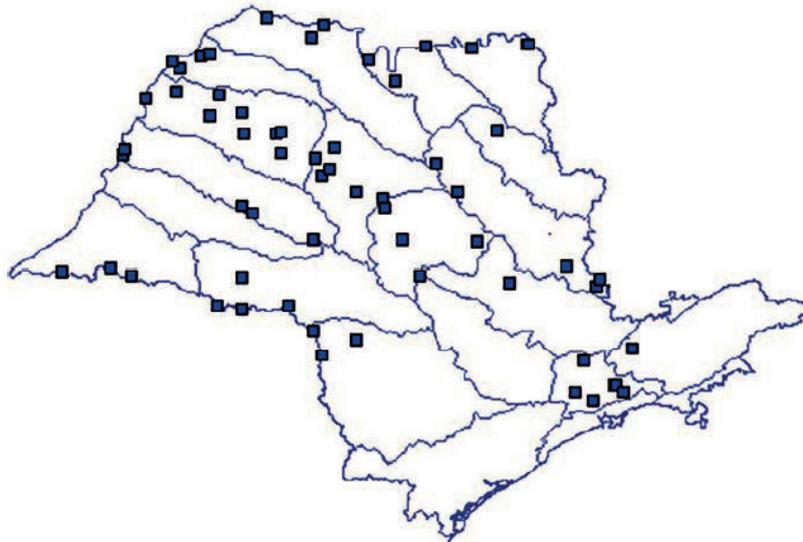


Figura 55 – Distribuição geográfica de *Notodiptomus iheringi*, obtida na análise em 220 corpos de água do Estado de São Paulo, feita através do sistema SINBIOTA/FAPESP.

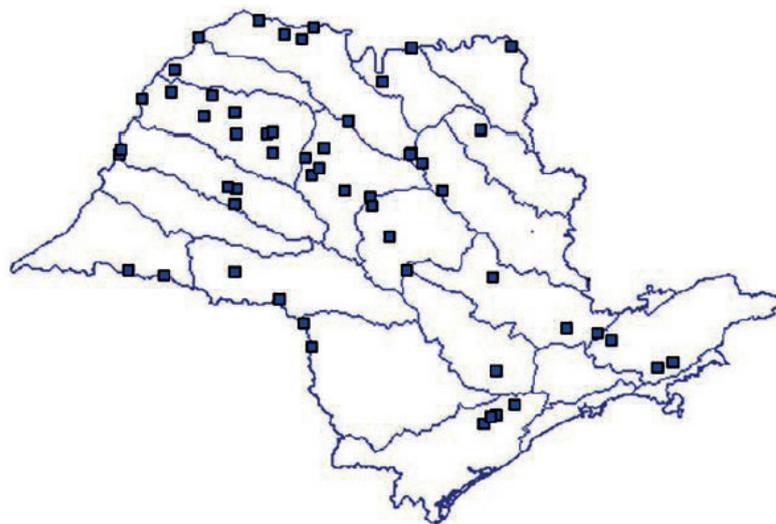


Figura 56 – Distribuição geográfica de *Notodiptomus oliverai* n sp, obtida na análise em 220 corpos de água do Estado de São Paulo, feita através do sistema SINBIOTA/FAPESP.

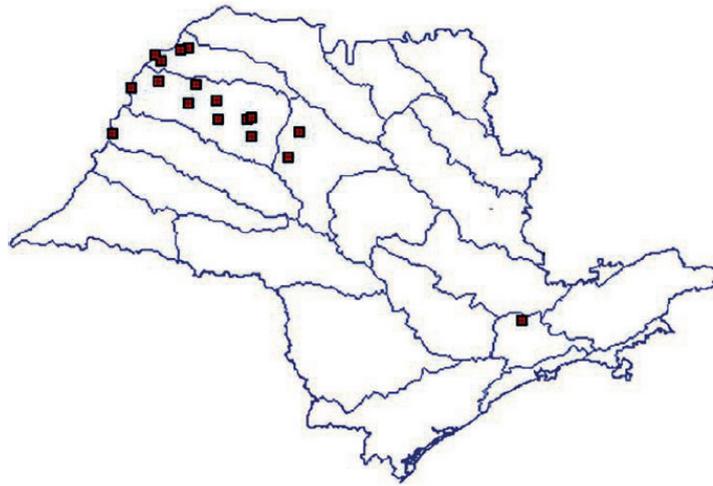


Figura 57 – Distribuição geográfica de *Argyrodiaptomus azevedoi*, obtida na análise em 220 corpos de água do Estado de São Paulo, feita através do sistema SINBIOTA/FAPESP.



Figura 58 – Distribuição geográfica de *Odontodiaptomus paulistanus*, obtida na análise em 220 corpos de água do Estado de São Paulo, feita através do sistema SINBIOTA/FAPESP.

O zooplâncton de reservatórios tem um relevante papel na cadeia trófica desses ecossistemas artificiais. A colonização, as flutuações climatológicas e hidrológicas e o tempo de retenção além das pressões de predação, parasitismo e competição inter e intra-específicas estabelecem o processo de existência e permanência dessas comunidades nos reservatórios.

Segundo Rocha *et al.*, (1999) para cada espécie de zooplâncton pode se estabelecer um envelope físico, químico, biológico (“environgram”) que estabelece os padrões de sobrevivência, e reprodução dessa espécie.

Por exemplo, para *Argyrodiaptomus furcatus* um calanoide que foi espécie dominante do zooplâncton na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa), os seguintes fatores constituem o envelope físico, químico e biológico: a) qualidade e disponibilidade de alimentos (nanofitoplâncton < 10µm); b) presença de macrófitas como abrigo contra predação de outros invertebrados e peixes; c) flutuações de nível do reservatório que expõem áreas de sedimento onde são depositados ovos de resistência em períodos de seca; d) vento e precipitação que

alteram a dinâmica de funcionamento do reservatório e podem influenciar a flutuação das comunidades desta espécie.

A Figura 59 sobre a distribuição geográfica desta espécie *Argyrodiaptomus furcatus* realizada no Projeto Biota/FAPESP, 1998, mostra a ocorrência dessa espécie nos corpos de água das UGRHis da região leste do Estado de São Paulo



Figura 59 – Distribuição geográfica de *Argyrodiaptomus furcatus*, obtida na análise em 220 corpos de água do Estado de São Paulo, feita através do sistema SINBIOTA/FAPESP.

Outra contribuição importante que o estudo intensivo e extensivo que o Projeto BIOTA/FAPESP, 1998 trouxe, é a descoberta de novas espécies de Copepoda apresentadas no BOX-4

BOX 4 – Espécies novas de Copepoda identificadas no Projeto BIOTA (1998).

A-CYCLOPOIDA

1. *Thermocyclops iguapensis* - A descrição desta espécie e sua distribuição geográfica encontra-se em Silva & Matsumura-Tundisi, 2005. A sua ocorrência se restringe nos corpos de água pertencente á UGRH de Ribeira do Iguape e Paraiba do Sul.

A-CALANOIDA

2. *Notodiaptomus oliverai* - Esta espécie de ampla distribuição geografica nos corpos de água do Estado de São Paulo, ocorrendo conjuntamente com *Notodiaptomus iheringi*, porém em menor abundância, foi identificada como espécie nova por Matsumura-Tundisi *et al.*, 2010b

Em estudo realizado em 31 reservatórios do Estado do Paraná, Lansac-Toha *et al.*, 2005, demonstraram que a comunidade zooplânctônica foi representada por 213 espécies (125 de rotíferos; 36 de testáceos; 28 de cladóceros e 24 de copépodos).

A elevada diversidade de rotíferos em reservatórios do Brasil, tem sido discutida por muitos autores como Nogueira, 2001, Sampaio *et al.*, 2002, e sem dúvida está relacionada à

elevada capacidade de colonização dos rotíferos. Devido à permanente instabilidade horizontal e vertical de reservatórios, há o favorecimento de r estrategistas como os rotíferos (RODRIGUES & MATSUMURA-TUNDISI, 2000). Ainda segundo Lansac-Toha *et al.*, 2005 a ocorrência do testáceos é devida a presença de substratos como sedimento, vegetação litorânea; testáceos ocorrem segundo este autor em reservatórios com reduzida densidade fitoplancônica. Reservatórios de pequenas dimensões e rasos propiciam uma maior ocorrência de testáceos no compartimento planctônico, devido às interações da fauna com o sedimento, e região litorânea.

A diversidade mais alta do zooplâncton observada na região do reservatório Billings onde ocorre predominância de clorofíceas, está, muito provavelmente associada à ausência de cianobactérias. Altas concentrações de cianobactérias em represas ou regiões de reservatórios podem ser a causa de menor diversidade do zooplâncton, devido à excreção de toxinas e a dificuldade de alimentação. A diversificação da comunidade zooplanctônica em reservatórios com menor concentração ou ausência de cianobactérias, pode ser devida a uma fonte de alimentos com maior oferta variada promovendo a maior diversidade. Como exemplo : com relação à diversidade do zooplâncton em reservatórios oligotróficos e mesotróficos ou eutróficos, o trabalho apresentado por Matsumura Tundisi *et al.*, 2002 na Represa Billings e no braço Rio Grande da mesma represa é ilustrativo. Na Represa Billings altamente eutrófica, com altas concentrações de fósforo e nitrogênio, com alta razão NP, há abundância de cianobactérias, especialmente florescimentos de *Microcystis sp.* Isto ocasiona baixa diversidade de zooplâncton, no corpo principal eutrófico da Represa Billings. Esta baixa diversidade é representada por três espécies de rotíferos das espécies de cladóceros (*Ceriodaphnia silvestri*, *Bosmina hagmani*) e uma espécie de Copepoda Cyclopoida (*Thermocyclops decipiens*). O trecho Rio Grande mesotrófico, foi muito mais rico em espécies do zooplâncton, com um total de 12 espécies de rotíferos, 7 espécies de cladocera, destacando-se *Daphnia laevis*, *Daphnia gessneri* e *Bosmina lagmani*. Das cinco espécies de Copepoda presentes, três foram Cyclopoida e dois Calanoida (*Notodiaptomus iheringi* e *Odontodiaptomus paulistanus*). Estudos mais recentes Tundisi (resultados não publicados) demonstraram que *N. iheringi* pode tolerar gradientes mais amplos de condutividade o que explica a sua dominância em represas com águas mais eutróficas

Neste ambiente, *Acanthocyclops robustus* foi a espécie dominante da Copepoda Cyclopoida.

A dominância de clorofíceas no fitoplâncton, e uma alta diversidade do zooplâncton pode ser atribuída a ausência de cianobactérias. A dominância de espécies de maior parte como o gênero *Daphnia*, foram características distintas para este corpo da água muito menos eutrófico. A alta diversidade do zooplâncton é atribuída à presença da alta diversidade e abundância de clorofíceas, portanto, estimulando a diversidade do zooplâncton, devida à alta oferta diferenciada de alimento disponível. Esta diversidade reduzida em reservatórios eutróficos para o zooplâncton, pode ser considerada uma generalização sobre os efeitos da eutrofização no processo de seleção de espécies, nesses reservatórios, e com efeitos na sucessão temporal e espacial (DUMONT, 1999).

Matsumura-Tundisi & Tundisi (2003) em estudo temporal comparativo de comunidade zooplanctônica do reservatório de Barra Bonita, demonstraram que de 1979 a 2002 ocorreram inúmeras alterações na condutividade, fósforo inorgânico dissolvido, nitrato e amônia nessa represa, (Tabela 26) ocorrendo ao mesmo tempo uma alteração na presença e dominância de espécies de zooplâncton ao longo deste período (Tabela 27). As causas principais destas

mudanças na composição foram o alto grau de eutrofização, as extensas modificações na condutividade elétrica, o aumento de nitrogênio e fósforo e a turbidez. Como foi discutido por Hutchinson (1967) não só a temperatura da água influencia a sucessão de espécies de Calanoida em águas continentais mas a condutividade elétrica tem um papel fundamental devido ao balanço da concentração de ânions e cátions do qual resulta esta alteração em condutividade. Em experimentos não publicados Tundisi, 2005 demonstrou que espécies de Calanoida submetidos experimentalmente às variações de condutividade apresentaram diferentes respostas quanto à mortalidade em função da condutividade elétrica. Isto explica as diferenças na colonização de reservatórios em diferentes latitudes, e as alterações na composição de espécies resultantes de modificações na condutividade elétrica, eutrofização e contaminação dos reservatórios. Estes dados podem portanto ser utilizados como fontes de indicadores para a relação composição do zooplâncton – qualidade da água dos reservatórios e nível do estado trófico. Esta relação da dependência da condutividade elétrica e composição iônica de espécies de Calanoides e sua distribuição geográfica foi apresentada como hipótese por Hutchinson em 1967 em seu Tratado de Limnologia (Vol. 2).

Tabela 28 – Mudanças em algumas variáveis químicas que ocorreram na represa de Barra Bonita entre os períodos de 1979 a 2002 (valores médios anuais).

Variáveis	1979	1983-1984	1985-1986	1992-1993	2002
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	103.3	X	190	203	370
Fósforo inorgânico ($\mu\text{g l}^{-1}$)	15.0	14.4	16.6	22.2	40.1
Nitrato ($\mu\text{g l}^{-1}$)	200.0	900.0	1214.2	1088.8	3479.6
Amônio ($\mu\text{g l}^{-1}$)	X	16.8	38.8	28.5	232.0

Fonte: Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2003.

Tabela 29 – Sucessão de dominância de espécies de Calanoida na represa de Barra Bonita entre 1979 a 2002.

Espécies de Calanoida	1979	1983	1984	1985	1986	1992	1993	2002
<i>Notodiaptomus conifer</i>				*	*	*	*	
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>		****	****			*	*	
<i>Scolodiaptomus corderoi</i>		***	***					
<i>Notodiaptomus iheringi</i>				****	****	****	****	***
<i>Notodiaptomus cearensis</i>						***	***	***
<i>Notodiaptomus nsp</i>						**	**	***

Fonte: Projeto Temático/ FAPESP e Matsumura-Tundisi & Tundisi 2003.

**** Abundante e dominante; *** Abundante ma não dominante; ** ocorrência rara; * muito rara.

Observação: *Notodiaptomus sp* foi posteriormente identificado como *Notodiaptimus oliverai* (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 2010b).

Um estoque permanente de sacos ovígeros no sedimento produzido por várias espécies de Calonoida pode ser, o responsável pelas mudanças que ocorrem nos reservatórios quanto à sucessão estacional e temporal e espacial relacionada ao grau de trofia e condições básicas da química e física da água, como temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e turbidez

A produção de estágios de dormência ou de resistência através de depósitos de ovos no sedimento consiste em um arquivo ecológico e evolutivo de grande importância para o zooplâncton. Em reservatórios que podem apresentar elevadas variações de nível e, portanto extensas áreas de sedimento exposto o depósito de sacos ovíferos nesse sedimento, por longos períodos de dessecação é uma ferramenta evolutiva eficaz e muito importante na sucessão do zooplâncton das represas. A diapausa é um estado de dormência quando ocorre uma cessação no desenvolvimento iniciada internamente (BRENDONECK & DE MEESTER, 2003).

Depois da deposição, muito ovos de resistência afundam para o sedimento, enquanto que alguns permanecem flutuando e outros se agregam a plantas ou a partículas de sedimento. Dependendo do tipo de habitat e região, estes ovos de resistência toleram extremos de temperatura, oxigênio, salinidade ou seca, e permanecem dormentes até condições favoráveis serem restauradas. As condições necessárias para a cessação da diapausa e o desenvolvimento dos ovos, dependem da espécie e podem variar mesmo em populações da mesma espécie. Quando a dormência ocorre por longos períodos os estágios de resistência podem sobreviver por muito tempo a variadas condições ambientais como seca, temperatura, oxigênio dissolvido ou altas ou baixas condutividades e concentrações iônicas. A sobrevivência por longos períodos acumula estágios de resistência ocorridos em várias ocasiões, e, portanto, forma-se um banco de ovos de resistência de várias gerações de forma a constituir no sedimento um “banco de dados persistente” (BRENDONECK & DE MEESTER, 2003).

Estágios como ovos de resistência são formados por representantes de quase todos os taxa de zooplâncton e podem ser muito abundantes no sedimento onde podem sobreviver por décadas. Há sempre variada mistura de estágios de resistência no sedimento, constituindo-se um acúmulo de várias gerações promovendo, portanto um aumento da diversidade genética, e diversidade de espécies constituindo-se, portanto, um reservatório ecológico e evolutivo que impactam populações, comunidades, produtividade, sucessão espacial e temporal e processos nos ecossistemas.

O estudo desse processo oferece uma ferramenta poderosa para se compreender biodiversidade, biogeografia, paleolimnologia, ecologia evolutiva e ecologia de populações e comunidades (CHESSON, 1983, WARNER & CHESSON, 1985).

Estágios de resistência do zooplâncton ocorrem em diferentes tamanhos, formas e dimensões e, em muitas espécies esses sistemas, contém, uma membrana protetora. A quantidade de estágios de resistência produzida pode ser muito elevada: De Stasio (1990) determinou valores de 150.000 a 400.000 ovos por m² por ano, utilizando armadilhas de sedimentação para coleta dos estágios de resistência de *Diatomus sanguineus*. Espécies de *Daphnia* podem produzir 4.000 estágios de resistência por m² por ano. A estrutura e a característica dos estágios de resistência têm importantes consequências na dinâmica da comunidade pelágica e bentônica. A eclosão dos ovos de resistência pode influenciar a sucessão espacial do zooplâncton e a substituição de espécies no ciclo estacional. Os estágios de resistência podem também promover a coexistência de espécies competidoras em um ambiente temporariamente variável. Este processo é um mecanismo extremamente importante para promover a diversidade de espécies, nas comunidades (CHESSON, 1994).

O estudo dos estágios de resistência especialmente relacionado com o zooplâncton de represas é fundamental para a compreensão dos processos de diversidade de espécies nos reservatórios e de sucessão temporal e espacial.

Estágios de resistência ou ovos de dormência em sedimentos é parte essencial das comunidades zooplânctônicas e pode ter um papel crucial na colonização do zooplâncton nos

reservatórios. Esses ovos de resistência representam muito bem o total de diversidade de espécies e, da diversidade genética. Esses ovos de dormência, dadas às características altamente complexas, dinâmicas e flutuantes dos reservatórios, são um componente importante para a manutenção da comunidade zooplânctônica nas represas sob variadas condições climatológicas, hidrológicas, físicas, químicas e biológicas (DE STASIO, 1990).

Um dos principais problemas relacionados à diversidade do zooplâncton nos reservatórios é identificar aquelas represas ou grupo de represas que apresentam a maior diversidade e quais são as causas principais que mantêm essa alta diversidade. Em estudo comparado realizado em 9 represas e 12 lagos naturais no Estado de São Paulo, Rocha *et al.*, 2002, concluíram que a riqueza de espécies de rotíferos, depende de duas famílias, *Brachionidae* e *Lecanidae* as quais representam metade do total de espécies nos lagos. Entre os cladóceros, o grupo de espécies limnéticas, pertencentes às famílias *Daphnidae* e *Sididae* foi predominante. Os grupos de espécies que habitam o litoral estão principalmente representados pela família *Chydoridae*.

A maior riqueza de espécies nos reservatórios deve-se, aos grupos de rotíferos, cladóceros e copépodos, encontrados nas grandes represas, sugerindo uma relação tamanho dos reservatórios – riqueza de espécies como enfatizado por Dumont (1999). A maior riqueza de espécies também pode ser atribuída a comunidades que exploram diferentes braços ou regiões dos reservatórios; a frequência das perturbações em represas, a intensa e variada heterogeneidade espacial podem ser as causas desta riqueza maior de espécies em alguns reservatórios. Mesmo em reservatórios de pequenos volumes e dimensões como a represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) (7 km², 3 metros profundidade média, 22.000.000 m³ de água) a heterogeneidade espacial promovida pela presença de macrófitas aquáticas a montante, e gradientes horizontais pode manter alta riqueza de espécies. Por exemplo, Segers & Dumont 1995, descreveram 102 espécies de rotíferos nessa represa, encontrados em 12 pontos da zona litoral até a zona pelagial.

As diferenças relativas às espécies de zooplâncton encontradas em sequência de represas em cascata, estão em parte, relacionada ao processo de autodepuração que ocorre nos diferentes reservatórios em série (MARGALEF *et al.*, 1976).

As mudanças no grau de trofia de cada represa determinam as condições básicas físicas e químicas que caracterizam as situações ambientais onde se estabelecem as comunidades do zooplâncton. Com o aumento da eutrofização, ocorre uma diminuição de diversidade do zooplâncton e um aumento na diversidade dos organismos que permanecem na represa eutrófica. Deve-se também considerar o potencial de colonização das diferentes represas na cascata.

Há um outro componente muito importante da atividade do zooplâncton em sistemas aquáticos e particularmente em represas : é o papel desempenhado pela excreção de nitrogênio (especialmente amônio) e fósforo pelo zooplâncton. Não há muitos estudos deste processo em sistemas aquáticos continentais especialmente em regiões tropicais mas há muitas evidências de trabalhos em regiões costeiras e estuários o que permite assumir que o mesmo processo ocorre em águas interiores. Estas evidências são o já citado trabalho de Harris (1959), o trabalho de Ketchum (1962) e os inúmeros trabalhos publicados por Eric Corner (Corner *et al.* 2009). Tundisi(1983) apresentou a hipótese que em lagos e reservatórios permanentemente estratificados o epilimnio geralmente com concentrações mais baixas de nutrientes pode ser fertilizado pela excreção do zooplankton durante a migração vertical diurna, destes organismos.

A predação intrazooplânctonica em determinadas épocas pode ter um papel fundamental na sucessão do zooplâncton em represas como demonstrado por Matsumura *et al.* 1990 em Dumont *et al.*, 1990 (Figura 59).

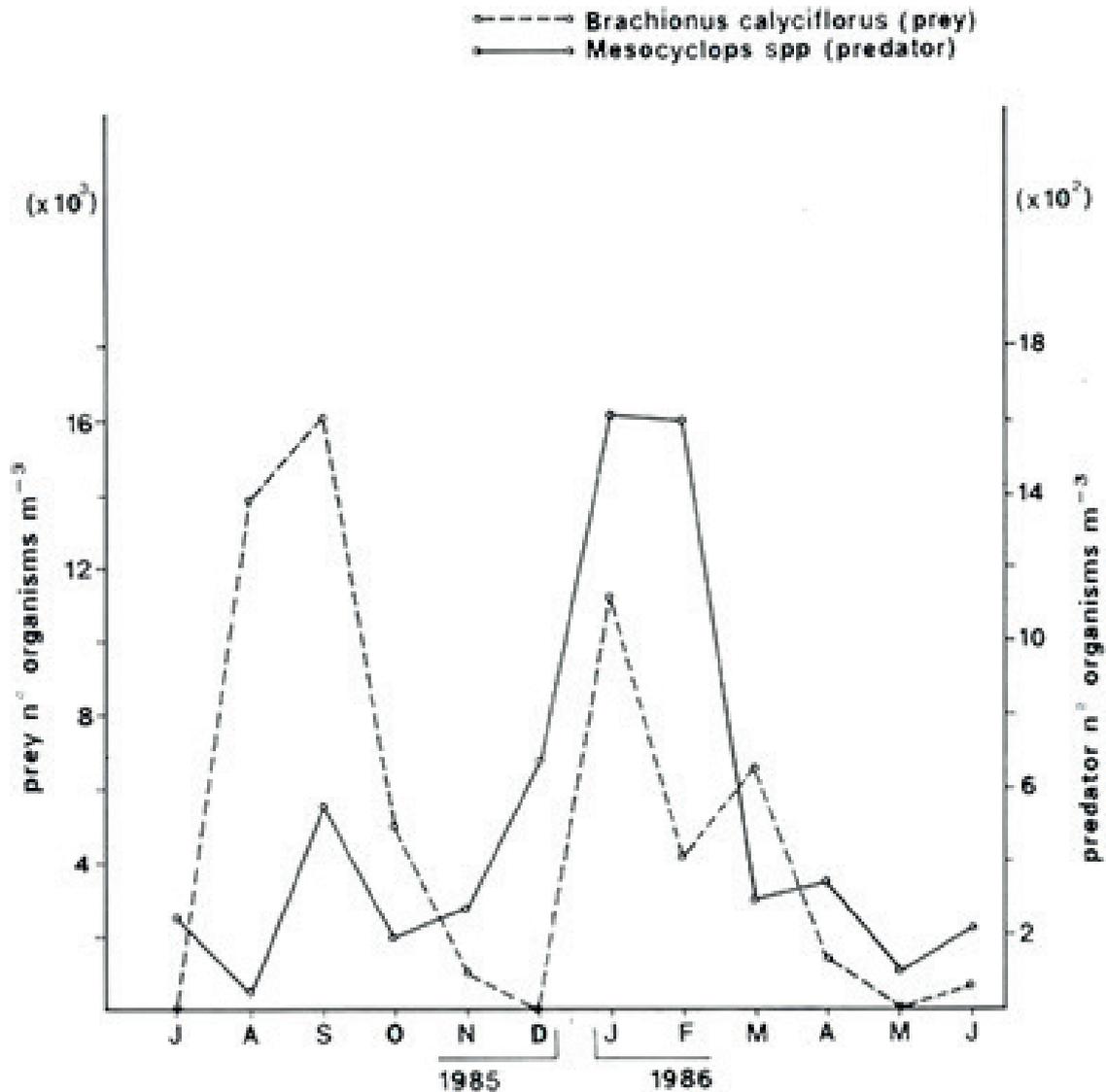


Figura 60 – Relação entre o predador *Mesocyclops spp* e a presa *Brachionus calyciflorus* durante o ciclo estacional na Represa de Barra Bonita. Fonte: Matsumura-Tundisi *et al.*, 1990.

Picapedra *et al.*, (2021), em um estudo realizado em oito reservatórios das regiões do meio oeste e sudeste do Brasil, concluíram que a variação trófica e as características morfo-funcionais dos reservatórios, podem afetar a dinâmica da população zooplantônica o que também foi discutido por Perbiche-Neves *et al.*, (2013).

Alta concentração de detritos e nutrientes favorecem o crescimento de bactérias e protozoários, que são fontes importantes de alimento para cladóceros, por exemplo Bosminídeos.

A presença de grande número de estágios larvais de copépodos pode ser considerada uma estratégia reprodutiva importante devido à necessidade de compensar altas taxas de mortalidade antes que seja atingido o estágio final (DE CARLI *et al.*, 2019).

Capítulo 14

Fauna Bentônica

O tipo de sedimento, acumulado nos rios, a concentração de matéria orgânica, e substâncias e elementos químicos tem um papel fundamental na distribuição espacial de comunidade bentônica nesses ecossistemas. A composição granulométrica do sedimento, a presença de substratos duros (pedras) ou substratos moles com sedimento fino são fatores preponderantes na diversidade de espécies de macroinvertebrados ou fauna bentônica em geral. A presença ou ausência de oxigênio dissolvido (anoxia) próximo do sedimento é outro fator de considerável importância na seleção de diversidade de grupos bentônicos e de espécies de macroinvertebrados nos rios.

Há outro fator de considerável importância que também atua como limitante ou fator de seleção: a velocidade e direção da corrente que é fundamental para o estabelecimento dos diferentes grupos da comunidade bentônica nos rios.

Evidentemente quando ocorre um processo de barramento, alteram-se as condições básicas que selecionam os diferentes componentes da fauna bentônica: velocidade das correntes, próximas ao substrato, granulometria do sedimento, composição química do sedimento, presença ou ausência de oxigênio dissolvido. Além dos efeitos da barragem no rio e a alteração permanente dos mecanismos básicos de funcionamento do substrato, deve-se levar em conta que as flutuações de nível pelas quais passa o reservatório, também têm um papel importante no processo de sucessão da comunidade e na sua diversidade (PRAT *et al.*, 1992). Nas represas com maior flutuação de nível a riqueza de espécies pode ser menor devido justamente aos efeitos seletivos dessa flutuação. (MOREIRA DOS SANTOS *et al.*, 2006), estudaram as alterações na organização de comunidade bentônica no complexo de canoas no Rio Paranapanema, durante as fases de pré e pós-sedimento dos reservatórios nesse rio. Além dos fatores físicos e químicos determinados em coletas trimestrais (preenchimento) e coletas bimestrais (no período de enchimento) os autores avaliaram amostras de sedimento para análise granulométrica, e contendo orgânico (respectivamente escala de Wentworth e perda por ignição).

As variáveis físicas e químicas determinadas, como temperatura de água, oxigênio dissolvido, condutividade, e transparência não apresentaram diferenças significativas durante a variação temporal.

Nas determinações do sedimento, as alterações granulométricas apresentaram um aumento do conteúdo orgânico do sedimento, (>10%) na fase pós-enchimento. O período de cheia e na fase de enchimento foram os mais extremos para as modificações no sedimento. Estas modificações estão relacionadas com a redução das correntes e velocidade da água, aumento de coluna de água, aumento da taxa de sedimentação de matéria orgânica e inorgânica, e alterações na granulometria em função da entrada do material alóctone e sua sedimentação.

Em ambas as fases do estudo observaram-se maior abundância relativa de *Ostracoda* e *Chironomidae*. Nos principais tributários os grupos de maior abundância relativa foram *Ostracoda* e *Chironomidae*. No reservatório de Salto Grande, os principais grupos foram *Chironomidae* e *Bivalvia*; as densidades totais de organismos da macrofauna bentônica, foram menores no período pós-enchimento exceto em alguns pontos de coleta. As conclusões dos autores que as variações espaciais e temporais da fauna bentônica, informam que, além das alterações produzidas no substrato na fase de enchimento, há influência dos processos naturais (seca e cheia muito intensa) que produzem efeitos sinérgicos com a instalação da barragem.

As variações espaciais e temporais da fauna bentônica dos reservatórios estão também relacionadas com a carga de sedimentos que provem dos tributários. Em bacias hidrográficas extensas com tributários que tem suas nascentes em diferentes tipos de solo, há transporte diferenciado de material em suspensão o que também contribui para uma heterogeneidade espacial do reservatório na distribuição dos sedimentos, sua granulometria e composição química.

Shinabukuro (2014) estudou a fauna bentônica na represa de Jurumirim Rio Paranapanema. Uma série de estações de amostragem foi realizada para caracterizar diferentes ambientes na represa. Santos e Henry (1997) realizaram um levantamento da comunidade bentônica na Represa de Jurumirim comparando tributários e concluindo que o controle das vazões dos rios após o barramento, altera de forma muito expressiva as diferentes condições ambientais e os habitats aquáticos. Diferenças longitudinais significativas não foram encontradas na Represa de Jurumirim, provavelmente devido já ter passado os impactos iniciais da fase de enchimento. Nestas fases iniciais, imediatamente após a fase de enchimento há um aumento de densidade de organismos, com baixa riqueza de espécies (BRANDINANTE *et al.*, 1999). Quanto mais antigo o reservatório, maior a diversidade encontrada (JORCIN & NOGUEIRA, 2008).

Modificações resultantes de variabilidade das condições ambientais, também podem interferir nesse processo de estabelecimento das comunidades bentônicas: alterações na velocidade da corrente, concentração de oxigênio dissolvido próximo ao sedimento, variação de concentração de matéria orgânica dissolvida e particulada no sedimento. A sazonalidade na região da barragem pode afetar a comunidade bentônica conforme demonstrado por Santos & Henry (1997).

As lagoas marginais que ocorrem nas várzeas associadas aos rios e que permanecem como ambientes e ecossistemas de heterogeneidade espacial diversa e elevada, em sua conexão ou distanciamento do rio e da represa, também são ecossistemas onde ocorre uma alta diversidade de fauna bentônica. Heterogeneidade espacial nessas lagoas marginais fica extremamente aumentada em função da presença de macrófitas aquáticas, que são responsáveis por uma elevada diversificação de substrato favorável ao desenvolvimento de inúmeras espécies de macroinvertebrados bentônicos (MARGALEF, 1983; TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013b).

Dentre os principais grupos encontrados no estudo realizado por Shinabukuro (2014) a família Chironomidae, além de ser a mais abundante, ocorreram em quase todos os ambientes estudados o que demonstra a sua capacidade de adaptação às diferentes condições físicas e químicas da água e do substrato.

O controle do tempo de retenção do reservatório, segundo Shinabukuro (2014) pode ser a causa de uma redução das densidades da comunidade bentônica na Represa da Jurumirim, uma vez que tempo de retenção é um fator preponderante no controle ecológico de represas

e sua evolução (TUNDISI, 2018). A conexão entre os diferentes habitats segundo Shinabukuro (2014) é um fator importante de troca de organismos, nutrientes, material em suspensão e substâncias químicas. Portanto, o pulso de inundação pode ser um fator extremamente fundamental na estruturação da comunidade bentônica em represas.

Profundidade, temperatura e características do sedimento, são fundamentais para a estruturação e a sucessão das comunidades bentônicas em represas. Como estas variáveis estão diretamente relacionadas à hidrodinâmica dos ecossistemas aquáticos, a velocidade e direção das correntes têm um papel fundamental nesse processo.

As planícies de inundação associadas a represas, tem um papel fundamental também na manutenção da diversidade e abundância dos macroinvertebrados bentônicos. A conexão dos diferentes ecossistemas nessas planícies de inundação (riachos, rios, lagos, áreas alagadas) fornece um contínuo suprimento de espécies e grupos de organismos de fundo que colonizam o reservatório. Margalef *et al.* (1976), discutiram sobre os fatores que influenciam a fauna do fundo nas represas. Para este autor não há rigorosamente um fator preponderante sobre os outros e para cada represa há diferentes relações entre os diferentes fatores. Então este autor apresenta os seguintes principais fatores que podem influenciar a sucessão e a colonização das camadas de sedimento dos reservatórios.

Características da água:

- **Fatores físicos:** **luz** (que chega pouco ao fundo de muitas represas); **temperatura** muito importante durante o período de emergência de insetos.
- **Fatores químicos:** Principalmente a **concentração de oxigênio** e **gás sulfídrico** que em alguns casos podem ser limitantes.
- **Fatores biológicos:** **A produção primária** e a biomassa das algas que chega ao fundo, é básica para a alimentação principalmente dos *Chironomus*.

Profundidade:

- Há uma relação entre a profundidade e a biomassa ou número de *Chironomus*; os oligoquetos podem aumentar com a profundidade, e dependendo de um sedimento mais anóxico.

Textura do sedimento:

- Os oligoquetos se estabelecem em sedimentos finos (menor que 250 micrometros) com alta concentração de matéria orgânica.

Vários autores como Santos & Henry (1997, 2001); Shinabukuro & Henry (2011) além de outros citados em Henry (2014) listaram os principais macroinvertebrados bentônicos registrados em rios, reservatórios e lagos. Esta lista inclui 75 gêneros de táxons como *Anellida*, *Nematoda*, *Molusca*, *Arthropoda*, mostrando a alta diversidade nesses ambientes. Reservatórios com áreas de inundação e planícies de inundação associadas aos tributários e às regiões a montante da represa tem uma maior capacidade de apresentar alta biodiversidade mesmo considerando-se as especificidades destes ecossistemas e sua complexidade temporal e espacial. A associação destas áreas alagadas com o reservatório adiciona novas complexidades espaciais no sistema ampliando à capacidade de exploração de nichos ecológicos como é o caso dos macroinvertebrados bentônicos (TUNDISI *et al.*, 2008a). Castro *et al.*, 2013 relataram impactos das alterações da vazão na deriva dos macroinvertebrados a jusante dos barramentos. Flutuações diárias na vazão alteram a composição e estrutura dos macroinvertebrados a jusante.

Capítulo 15

A Fauna Íctica

Um dos componentes mais afetados pela construção de barragens é a fauna íctica. Sem dúvida as represas constituem um novo ecossistema que interfere nas estratégias reprodutivas das espécies, padrões tróficos, e de migração. Além do reservatório, cadeias de represas, usos da bacia hidrográfica, características operacionais dos reservatórios são fatores que interferem na biodiversidade, biomassa e comportamento da flora e fauna, e, especialmente da fauna íctica (AGOSTINHO *et al.*, 1992, 1994, 1999). Como já foi discutido, a colonização de novos empreendimentos de represas, depende da biota presente nos ecossistemas lacustres e nos rios antes da fase de enchimento. O período inicial do enchimento de uma represa é basicamente heterotrófico. A decomposição da matéria orgânica terrestre, a subsequente mineralização, produzem muitos ambientes anóxicos no reservatório, principalmente em compartimentos mais profundos ou em pontos próximos à barragem.

Esta fase de enchimento extremamente caótica do ponto de vista físico, químico e biológico, (e já descrita no Módulo II, capítulo 3), depende de muitas características como a rapidez do enchimento, a quantidade da biomassa da floresta inundada, a interrelação entre os processos dinâmicos de circulação horizontal e vertical, o número de tributários e possíveis influxos da bacia hidrográfica. Por exemplo, os usos intensivos do solo durante a construção podem ser responsáveis pelo carreamento de grandes massas de material em suspensão, ainda na fase de enchimento o que altera substancialmente a transparência de água, o influxo de bactérias, e o impacto de nitrogênio, fósforo e metais na água.

Um dos principais efeitos dos reservatórios nos rios é a alteração do ciclo hidrológico destes ecossistemas naturais, e dos ciclos naturais. A superposição de operações do reservatório com a modificação dos ciclos naturais afeta a biota aquática e especialmente a fauna íctica, reduzindo a sua biodiversidade, que se torna mais simples e menos complexa, eliminando algumas espécies e provocando o rápido crescimento de outras espécies.

Agostinho (1994) lista, para os impactos na fauna íctica em reservatórios do Rio Paraná os seguintes processos: **a) temperatura da água inadequada para as espécies de peixes; b) baixa concentração de oxigênio dissolvido; c) baixa diversidade de habitat; d) regiões inadequadas ou muito restritas para a reprodução; e) ausência de presas para os predadores; f) ausência de abrigos para as presas; g) exclusões devido a interações interespecíficas.** Algumas espécies de peixes respondem rapidamente a presença do reservatório, para outras espécies a adaptação ao novo ecossistema pode levar anos ou décadas. A Tabela 30 é ilustrativa deste processo de enchimento e seu impacto. Refere-se às espécies de peixes favorecidas pela barragem de Tucuruí no Rio Tocantins, e as espécies afetadas pela barragem. (De MERONA *et al.*, 2010). A fauna a jusante do empreendimento, é, também alterada. A Tabela 30 apresenta os dados referentes à abundância relativa de espécies de peixes a jusante de barragem de Tucuruí com famílias de peixes prejudicados e favorecidos. Também ocorreram alterações na estratégia

alimentar das espécies o que é esclarecido na Tabela 32 referentes à presença de carnívoros, planctívoros, herbívoros, piscívoros, onívoros e detritívoros (De MERONA *et al.*, 2010).

A Tabela 33 apresenta as abundâncias relativas dos principais grupos de peixes, nas fases pré enchimento (1981-1982) e pós enchimento (2000-2005) da barragem de Tucuruí no Rio Tocantins.

Tabela 30 – Relação das espécies que sofreram maiores mudanças na sua abundância após o fechamento da barragem de Tucuruí.

Espécies cuja abundância diminuiu	% PRÉ	% PÓS	Espécies cuja abundância aumentou	% PRÉ	% PÓS
<i>Curimata acutirostris</i>	9.736	1.859	<i>Ageneiosus dentatus</i>	0.670	5.781
<i>Anodus orinocensis</i>	5.739	0.430	<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.347	1.953
<i>Prochilodus nigricans</i>	1.484	0.298	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	0.384	1.724
<i>Semaprochilodus brama</i>	1.207	0.208	<i>Hoplias malabaricus</i>	0.239	1.675
<i>Boulengerella cuvieri</i>	1.012	0.112	<i>Acetrorhynchus falcirostris</i>	0.163	1.173
<i>Curimatella sp.</i>	0.929	0.394	<i>Leporinus friderici</i>	0.196	1.164
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0.923	0.441	<i>Oxydoras niger</i>	0.016	0.778
<i>Myleus setiger</i>	0.683	0.085	<i>Metynnis hypsauchen</i>	0.090	0.526
<i>Limatulichthys punctata</i>	0.658	0.106	<i>Cyphocharax notatus</i>	0.018	0.484
<i>Pachypops fourcroyi</i>	0.615	0.162	<i>Agoniatès halecinus</i>	0.185	0.421
<i>Pristigaster cayana</i>	0.499	0.037	<i>Playnematichthys notatus</i>	0.165	0.388
<i>Curimatella dorsalis</i>	0.423	0.135	<i>Hypostomus plecostomus</i>	0.163	0.369
<i>Mylossoma duriventre</i>	0.346	0.053	<i>Propimelodus eigenmanni</i>	0.099	0.316
<i>Cetopsis coecutiens</i>	0.345	0.004	<i>Brycon falcatus</i>	0.003	0.296
<i>Brycon amazonicus</i>	0.311	0	<i>Argonectes robertsi</i>	0.111	0.255
<i>Pachyurus sp.</i>	0.264	0.116	<i>Hypodinemus mentalis</i>	0.113	0.251
<i>Myleus sp.</i>	0.231	0.007	<i>Serrasalmus sp.</i>	0.018	0.220
<i>Roebooides thurni</i>	0.216	0.048	<i>Bryconops spp.</i>	0.005	0.219
<i>Pachypops sp.</i>	0.198	0.016	<i>Mesonauta festivus</i>	0.039	0.194
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	0.185	0.020	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0.064	0.190
<i>Hemicancistrus sp. 1</i>	0.149	0.007	<i>Eigenmannia limbata</i>	0.014	0.191
<i>Centromochlus heckelii</i>	0.144	0.006	<i>Acetrorhynchus falcatus</i>	0.019	0.190
<i>Poptella compressa</i>	0.135	0.017			
<i>Sturisoma rostratum</i>	0.134	0.017			
<i>Ageneiosus sp. cf. dentatus</i>	0.118	0.007			
<i>Boulengerella maculata</i>	0.074	0.016			
<i>Chalceus macrolepidotus</i>	0.073	0.007			

Fonte: De Merona *et al.*, (2010).

Tabela 31 – Alterações das abundâncias das principais espécies de peixes na área à jusante, com indicação das que foram beneficiadas e prejudicadas pela construção da barragem.

ESPÉCIES NÃO AFETADAS PELA BARRAGEM			ESPÉCIES AFETADAS PELA BARRAGEM		
Espécie	%PRÉ	%PÓS	Espécie	%PRÉ	%PÓS
<i>Flagioscion squamosissimus</i>	5,19	19,94	<i>Curimata acutirostris</i>	9,9	3,54
<i>Hassar wilderi</i>	1,47	6,54	<i>Anodus orinocensis</i>	8,81	0,01
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,16	4,09	<i>Tripottheus trifurcatus</i>	7,31	1,68
<i>Oyphocharax notatus</i>	0	3,07	<i>Prochilodus nigricans</i>	3,54	0,58
<i>Bryconops alburnoides</i>	0,35	2,45	<i>Loricarichthys nudirostris</i>	3,17	0,66
<i>Geophagus proximus</i>	1,02	2,24	<i>Auchenioterus nuchalis</i>	3,08	0,73
<i>Pachypops fourcroyi</i>	0,06	1,83	<i>Tripottheus albus</i>	2,41	0
<i>Curimata vittata</i>	0	1,59	<i>Pterengraulis atherinoides</i>	1,77	0,06
<i>Leporinus friderici</i>	0,15	1,35	<i>Pellona castelnaeana</i>	1,74	0,42
<i>Pimelodus blochii</i>	0,31	1,26	<i>Myleus setiger</i>	1,51	0,53
<i>Oyphocharax leucostictus</i>	0	1,21	<i>Curimatella alburna</i>	1,39	0
<i>Pachyurus junki</i>	0,12	1,11	<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	1,02	0,18

Fonte: De Merona *et al.*, (2010)

Tabela 32 – Abundâncias relativas dos principais grupos tróficos de peixes à jusante, nas fases de pré (1981/82) e pós (2000/05) enchimento do reservatório da UHE Tucuruí. Em cinza claro, grupos prejudicados; verde grupos favorecidos.

GRUPOS TAXONÔMICOS	PRÉ-ENCHIMENTO	PÓS-ENCHIMENTO
Detritívoro	34,65	28,52
Planctívoro	9,76	0,07
Herbívoro	7,77	3,39
Insetívoro	6,55	0,94
Piscívoro	9,89	9,02
Carnívoro	9,59	30,97
Onívoro	12,62	30,23

Fonte: De Merona *et al.*, 2010.

A Tabela 33 descreve as abundancias relativas dos principais grupos de peixes nas fases pré e pós enchimento na represa de Tucuruí.

Tabela 33 – Abundâncias relativas dos principais grupos taxonômicos de peixes nas fases de pré (1981/82) e pós (2000/05) fechamento da barragem de Tucuruí. Em vermelho, grupos prejudicados; e em azul, grupos favorecidos.

GRUPOS TAXONÔMICOS	Densidade pré (%)	Densidade pós (%)
Curimatidae	35,49	5,12
Myelinae	3,44	0,13
Ctenoluciidae	2,66	0,21
Prochilodontidae	1,5	0,55
Pimelodidae	4,67	1,54
Hypostominae	3,19	2,59
Cynodontidae	8,97	6,46
Hemiodontidae	14,11	13,79
Sciaenidae	2,73	10,2
Acestrorhynchidae	0,06	9,36
Hypophthalmidae	0	4,93
Engraulididae	0,06	5,49
Characidae	5,86	7,14
Auchenipteridae	4,34	5,32
Anostomidae	2,77	4,13
Cichlidae	2,76	6,06
Serrasalminae	1,79	4,62
Doradidae	1,66	2,46
Ageneiosinae	1,32	5,16
Clupeidae	1,0	1,53

Fonte: De Merona *et al.*, (2010).

A Tabela 34 apresenta as abundancias relativas dos principais grupos tróficos nas fases de pré e pós enchimento da represa de Tucuruí.

Tabela 34 – Abundâncias relativas dos principais grupos tróficos nas fases de pré (1981/82) e pós (2000/05) fechamento da barragem de Tucuruí. Em rosa, grupos prejudicados; verde, grupos favorecidos.

Regime Alimentar	Densidade Pré (%)	Densidade Pós (%)
Detritívoro	46,648	8,69
Herbívoro	12,32	10,82
Insetívoro	5,5	1,14
Piscívoro	15,58	17,29
Carnívoro	5,208	23,30
Onívoro	10,75	33,40
Planctívoro	0,92	5,00

Fonte: De Merona *et al.*, (2010).

Estas tabelas ilustram perfeitamente a resposta da fauna íctica à presença do reservatório. Agostinho *et al.* (1999) descreveram os diferentes estágios de colonização de represas baseando-se no processo de enchimento e estabilização do reservatório de Itaipu. Para estes autores a ocupação do reservatório, pode ser considerada como uma reestruturação ampla da

comunidade íctica, com reflexos em toda a cadeia alimentar e interferência no funcionamento do fluxo de energia do reservatório. As variações longitudinais da represa representadas pela zona lótica, de transição e lacustre, são fundamentais nesta colonização. Também a estrutura vertical do reservatório em fase de enchimento é fundamental para a seleção de espécies, da biodiversidade e comportamento (zonas epipelágica e batipelágica). Muniz *et al.*, 2021 determinaram que a bacia hidrográfica é fator determinante na estruturação funcional da comunidade ictica em represas. Os processos evolutivos que impõem filtros ambientais promovidos pelas características das bacias hidrográficas são fundamentais para a composição funcional no reservatório.

Os reservatórios segundo estes autores atuam como filtros para determinados traços funcionais mas há uma grande influencia dos processos evolutivos, selecionados, com as “características das bacias hidrográficas e origem da província ictio faunística”(SIC).

A tendência para uma maior diversidade de espécies na zona lótica foi detectada para os reservatórios de Itaipu e Segredo (AGOSTINHO *et al.*, 1997a,b). Esta alta diversidade é provavelmente devida ao fato de que esta zona lótica do reservatório tem as características do ecossistema de rio, original. A zona litoral que tem maior diversidade de espécies, que as zonas epipelágica ou batipelágica, recebe influxos de nutrientes, tem maior diversidade de habitats, e também recebe matéria orgânica das zonas ripárias dos rios, o que aumenta a disponibilidade e a variedade de alimentos.

A medida que o reservatório, sofre o processo de envelhecimento, ou “evolução” estas diferenças entre as zonas litorais e as áreas pelágicas se acentuam. Além da maior abundância de peixes, o número de espécies da zona litoral permanece bem mais elevado (20 30 espécies para as zonas epipelágica e batipelágica e 40, 50 espécies para a zona litoral).

Muitas espécies endêmicas que são características de lagos naturais e canais de rios, como por exemplo, no Rio Paraná, tem habitats relacionados com o sedimento e fauna de fundo ou macrófitas aquáticas. Desta forma a fauna íctica natural tem poucos representantes na zona pelágica, o que explica a baixa diversidade e o baixo rendimento de pesca nestas zonas em reservatórios (FERNANDO & HOLCIK, 1991).

As espécies de peixes que ocupam habitats pelágicos têm, adaptações morfológicas, e de comportamento muito específico, relacionadas à alimentação, reprodução e deslocamentos e comportamento de fuga a predadores. Filtradores zooplânctívoros, piscívoros, são habitantes frequentes desta zona pelágica de reservatórios. A espécie piscívora, *Plagioscion squamosissimus* introduzida em muitos reservatórios da bacia do Rio Paraná é um componente importante da pesca esportiva e comercial nestes reservatórios. Nos reservatórios da África e da América do Norte clupeídeos são dominantes na zona pelágica (FERNANDO & HOLCIK, 1991).

Em reservatórios de altas latitudes de regiões temperadas os osmerídeos e coregomídeos são extremamente importantes na zona pelágica (FERNANDO & HOLCIK, 1991). Nas zonas profundas dos reservatórios, imediatamente após o enchimento e alguns anos após, há uma depleção de oxigênio e uma zona anóxica que é determinada por condições de estratificação térmica e química, correntes de densidades e advecção. A diversidade de espécies desta zona é menor do que na zona litoral e na zona epipelágica.

Devido a sua enorme variabilidade em estratégias reprodutivas, como idade de maturação, fecundidade, tamanho e tipo dos gametas, períodos de reprodução e comportamento reprodutivo, entre outras, há um ajuste às condições ambientais e de acordo com Dias (1989)

as estratégias mais flexíveis de reprodução são, o período e o tempo de reprodução e o habitat de reprodução. Nos reservatórios a capacidade mais flexível de habitat de reprodução pode ser uma vantagem considerável para determinadas espécies de peixes.

Para a reprodução muitas espécies, que colonizam reservatórios, nos trópicos, deslocam-se para tributários, e zonas laterais, regiões a montante com características lóxicas (AGOSTINHO *et al.*, 1995b). Análises para o reservatório de Itaipu apresentam evidências de que as estratégias reprodutivas no sucesso da colonização foram positivas (AGOSTINHO *et al.*, 1994). O período do ano quando a represa é fechada e o tempo de enchimento, interagem com o período de migração e o período de reprodução e influenciam o tipo de comunidade que se estabelece no reservatório. Daí decorre dois processos importantes que é o conhecimento biológico da época e mecanismo de reprodução e o período de migração. A estratégia é acoplar o enchimento do reservatório a estes períodos para preservar ao máximo as comunidades a jusante e a montante do reservatório (TUNDISI & STRASKRABA, 1999).

Quando há uma fase de enchimento em que ocorre uma coincidência com o período reprodutivo de muitas espécies, aquelas que têm maior sucesso são os que produzem pequenos ovos com rápida eclosão; no caso do reservatório de Corumbá, por exemplo, onde isto ocorreu estas espécies incluíram *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax faciatus*, *Moemkhansia intermedia*, *Pimelodus maculatus*, *Galeochar axknerii*, e *Leporinus friderici*. A proliferação de espécies de lambari (*Astyanax bimaculatus*) foi dominante no reservatório de Três Irmãos no Rio Tietê. Esta espécie tinha, neste reservatório uma dieta omnívora. *H. edantatus* um peixe zooplantívoro filtrador colonizou rapidamente a zona pelágica do reservatório de Itaipu (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Estes exemplos são importantes para ilustrar as diferentes estratégias de colonização das espécies de peixes nos reservatórios.

Quanto à diversidade da fauna íctica após a fase de enchimento das represas esta varia dependendo de todas as condições ambientais e das variações temporais destas condições. Para a estabilização da comunidade íctica Lowe Mc Connell (1987) apresentou períodos de 6 a 10 anos para reservatórios na Rússia em latitudes até 55°N; 25 a 30 anos para reservatórios situados em altas latitudes. Para as regiões temperadas na América do Norte, a intensidade foi associada com os primeiros 5 a 10 anos depois do represamento. Para o lago Kariba no Rio Zambezi, Balon (1974) relatou 10 anos para a fauna íctica atingir a estabilidade. O tempo para a estabilização da fauna íctica depende do sistema de operação do reservatório, do número de tributários, da morfometria geral do ecossistema, do tempo de retenção, área da bacia hidrográfica, e o sistema construtivo do reservatório. Operações em larga escala, coincidindo com alterações no tempo de retenção, volume do reservatório, redução da zona litoral pode contribuir para a instabilidade ecológica e aumentar o período para estabilização.

A interrupção das rotas migratórias é um dos fatores que altera a diversidade específica da fauna íctica nos reservatórios e contribui para os períodos de instabilidade na diversidade e abundância de espécies, retardando o período de estabilização. No caso da barragem de Tucuruí no Rio Tocantins as estimativas de riqueza de espécies mostram uma diminuição de 24% quando comparadas com a fase de pré enchimento. Na represa de Brokopondo foi determinada uma perda de mais de 75% de espécies quando comparados os resultados da fase de pré enchimento no Rio Suriname (De MERONA *et al.*, 2010).

É evidente que a redução em riqueza de espécies interfere na estabilização da comunidade íctica nos reservatórios. Juntamente com as alterações nesta riqueza de espécies, ocorrem modificações de vulto na estrutura trófica. Os reservatórios logo após a fase de enchimento

umentam extraordinariamente a disponibilidade de alimentos com grande diversificação devido ao aumento da disponibilidade alimentar e a restrição a determinadas espécies devido às modificações em velocidade das correntes, alterações na hidrodinâmica do sistema, o que contribui para um quase imediato crescimento de espécies favorecidas pelo comportamento e capacidade de alimentação. Espécies omnívoras ou detritívoras podem predominar nesta fase de grande “ascensão trófica” (trophicupurge) que contribui para um aumento da biomassa de algumas espécies e também para a pesca comercial nas fases pós-enchimento como no caso dos reservatórios de Tucuruí e Samuel com o crescimento rápido da biomassa da *Cichla ocellaris* (tucunaré) (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

Araújo Lima *et al.*, (1995) apresentaram resultados sobre a estrutura trófica da comunidade íctica em reservatórios. Em reservatórios (> 5m < 10m profundidade) detrito é o principal item alimentar seguindo-se a dieta por insetos aquáticos. Estes detritos podem se originar a partir da decomposição de macrófitas aquáticas que se concentram na entrada dos tributários nas regiões a montante dos reservatórios ou nos diferentes compartimentos. Quando a zona pelágica dos reservatórios dos Sudeste do Brasil, na bacia do Rio Paraná não estiver dominada pela espécie introduzida *Plagioscion squamosissimus*, espécies dominantes principalmente *Hoplias malabaricus* e *Galeochar axkneri* ocorreram.

O número e o tipo de predadores em reservatórios, afeta a comunidade e a sua estrutura. Em um estudo comparado em 17 reservatórios do Nordeste, Paiva *et al.*, 1994, mostraram que aqueles com dois predadores apresentavam os maiores índices de produção.

Dos resultados obtidos com estudos em represas ao longo de seu processo de “maturação” ou “evolutivos” fica claro que nas primeiras fases do enchimento, a alimentação dos peixes e a estrutura trófica dependem de fontes alóctones. Durante o período de estabilização e após, as fontes de alimentação de peixes em represas originam-se basicamente de recursos autóctones, dependendo, portanto, da produtividade primária do fitoplâncton, macrófitas aquáticas e perífíton e das rotas do fluxo de energia do reservatório. O tempo de retenção sem dúvida afeta o ecossistema artificial e a sua rede trófica e este processo deve ser levado em conta nos estudos sobre a alimentação da fauna íctica.

O processo de estabilização na fase de pós-enchimento depende de dois elementos primários segundo Rodriguez-Ruiz (1998). a) a presença de guildas pré-adaptadas às condições lacustres (como espécies de *Cichlas sp* (tucunaré) e com capacidades flexíveis de alimentação e reprodução; b) o tamanho do estoque que permanece no reservatório na área inundada. Posteriormente a zona pelágica dos reservatórios poderá ser colonizada por planctívoros, ou espécies piscívoras como *Cichla sp* e *Plagioscion sp*. (AGOSTINHO *et al.*, 1999).

A estabilização da comunidade íctica no reservatório após a fase de enchimento deve-se também à capacidade deste ecossistema artificial suprir abundantes e variadas fontes de alimento autóctones como no caso do reservatório de Itaipu onde 70% da biomassa de peixes, quatro anos após o fechamento da barragem era composta por espécies de peixes que se supriam de fontes autóctones como plâncton, bentos, peixes e detritos. Apenas 5% dependiam de fontes alóctones como restos de vegetação corredeiras pelos tributários e também insetos e frutos. Variações longitudinais no espectro alimentar da fauna íctica ocorrem nos reservatórios e estão relacionados com as fontes de alimento e sua disponibilidade.

Em reservatórios mais antigos da bacia do Rio Paraná (> 30 anos) as fontes mais abundantes de alimentação foram detritos e insetos (ARCIFA *et al.*, 1988). Macrófitas aquáticas são importantes como fontes de detritos em reservatórios da Amazônia, onde, também herbívoros são fontes de alimento (TUNDISI *et al.*, 1993).

A presença de predadores pode alterar os padrões de estabilização nos reservatórios e modificar produtividade pesqueira devido à intensidade da produção.

Lowe-McConnel (1987) examinou de forma intensiva o processo de estabilização e da riqueza de espécies da fauna íctica em reservatórios. Em particular esta autora descreveu processos que ocorreram em reservatórios construídos no continente africano como o Lago Volta em Ghana, o reservatório Kainji na Nigéria, e o Lago Kariba localizado no Rio Zambezi.

No caso do Lago Volta, o comportamento de migração para a reprodução nos tributários foi observado; outros peixes de hábitos lacustres, adaptaram-se muito bem ao novo reservatório, reproduzindo-se rapidamente com grande aumento de biomassa.

Neste caso, ciclideos são espécies pré-adaptadas para se reproduzir e devolver nas novas condições lacustres.

Registrou-se ainda no Lago Volta um crescimento rápido de perifíton, os tapetes microbianos crescendo nos troncos de árvores na área de inundação o que sustentou um surpreendente aumento de biomassa de algumas espécies nos primeiros anos do reservatório. Fenômeno semelhante, e já descrito ocorreu no reservatório de Tucuruí no Amazonas (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a) Espécies predominantemente herbívoras e planctívoras ocorreram no reservatório. Estudos sobre as espécies endêmicas de clupeídeos na região do reservatório Volta, mostraram como estas espécies povoaram a zona pelágica com sucesso. Segundo a autora, Lowe-McConell (1987) a zona pelágica dos grandes reservatórios africanos (como a zona pelágica dos grandes reservatórios na região neotropical) aumenta consideravelmente dando oportunidade para o povoamento de peixes filtradores e piscívoros.

No lago Kainji, detritívoros predominaram na zona lótica do reservatório, com algumas espécies comedores de perifíton e alguns herbívoros. Predadores estavam presentes nas zonas lóticas e lênticas dos reservatórios. Depois de 4 anos do enchimento, espécies de tilapia tornaram-se o principal componente do reservatório. A fauna íctica a jusante deste reservatório Kainji, foi bastante afetada a jusante da barragem devido às alterações nas várzeas nessa região. Estoques de peixes e a pesca sofreram redução.

Finalmente para a estabilização da fauna íctica nos reservatórios após a fase de enchimento, deve-se considerar que a presença de compartimentos e extensas zonas litorais, a estabilidade de volume e regularidade da operação, contribui para estabilização. Como a “maturação”, “envelhecimento” ou “evolução” do reservatório, depende das interações com as bacias hidrográficas e das possibilidades de efeitos de mudanças climáticas a fauna íctica está sujeita a estas alterações. Com o contínuo processo de eutrofização em reservatórios, a tendência a crescimentos extensivos de macrófitas aquáticas e cianobactérias, altera rotas biogeoquímicas, fontes de alimentos, e aumenta a toxicidade o que interfere na abundância e riqueza de espécies de peixes. Outro fator que interfere na comunidade de peixes em reservatórios é a introdução maciça de espécies exóticas de outros continentes ou mesmo de bacias hidrográficas da América da Sul. Estas introduções planejadas ou acidentais interferem decisivamente nas estruturas tróficas, no processo de sucessão e na alteração da riqueza de espécies e biodiversidade. Pode-se considerar, portanto, que após o impacto caótico da formação do reservatório, e sua estabilização, o estágio de maturação resulta em uma contínua interdependência das interações com as bacias hidrográficas que podem influenciar decisivamente na composição e diversidade da fauna íctica. Isto certamente tem reflexos na produtividade pesqueira montante e a jusante do reservatório (Ver Módulo VII, Capítulo 1) (De Merona *et al.*, 2010).

Em alguns reservatórios as condições a jusante não são favoráveis à reprodução de espécies migradoras. Por exemplo, Sato *et al.*, (2003) verificaram que a jusante do reservatório de Três Marias no Rio São Francisco, as condições de temperatura da água, transparência e concentrações de oxigênio dissolvido. Não são favoráveis a desova natural do *Prochilodus argenteus* (curimatã pacu). Isto ocorre porque a descarga de água lipolimnética do reservatório, tem características físicas e químicas que interferem na reprodução: baixa concentração de oxigênio dissolvido, temperatura da água mais baixa do que os rios e tributários da represa (-2°C) e baixa transparência. A mesma espécie em outro tributário não impactado por reservatório (Rio Abaeté) tem reprodução natural não afetada.

As mudanças climáticas com alterações no ciclo hidrológico, aumentos da temperatura, com o aumento da frequência e intensidade dos florescimentos de cianobactérias interferem também na sucessão ecológica do reservatório e certamente na fauna íctica e sua estabilização.

Recentemente, Winemiller *et al.*, (2016) examinaram os impactos da construção de represas na biodiversidade da fauna íctica dos Rio Amazonas, Congo e Mekong. Essas três bacias hidrográficas têm, aproximadamente um terço das espécies de peixes de águas doces no Planeta Terra. Cerca de 450 represas são planejadas no futuro para estas três bacias hidrográficas com a finalidade de produção de energia elétrica. Um dos impactos mais significativos destacados por estes autores é o efeito da construção das represas nas migrações de espécies de peixes comerciais, que se deslocam por muitos quilômetros para completar seus ciclos da vida. A construção de escadas para espécies de peixes migradoras revelou-se insatisfatória na maioria dos reservatórios onde foram instalados. No entanto, para os reservatórios do complexo Canoas, Médio Paranapanema, Brito & Sirol (2002) destacaram que as escadas foram eficientes para a transposição de espécies de escamas, couro e de placas ósseas. A manutenção das rotas migratórias por meio de escadas não é suficiente para o sucesso de espécies migradoras. Além disto, segundo estes autores, não é só a migração que determina o sucesso da estabilização da fauna íctica no reservatório. Tipo de desova, número e tipo de ovos, tempo e locais de incubação e desenvolvimento são fundamentais para o sucesso reprodutivo e reposição de estoques. Se os reservatórios não apresentarem condições favoráveis para a reprodução e desenvolvimento das espécies migradoras, a presença de escadas e o deslocamento através das mesmas pode não ser suficiente para manter estoques apropriados na represa. Estoques podem sofrer redução drástica devido a falhas na reprodução nos reservatórios, apesar da migração ser favorável para algumas espécies. Poluição, contaminação, toxicidade e efeitos das mudanças climáticas podem ter consequências na manutenção dos estoques pesqueiros nas represas, na diversidade e abundância de espécies e compromete a estabilidade da fauna íctica nesses ecossistemas artificiais. Introdução de espécies exóticas como já apresentado pode também influenciar a instabilidade.

A redução da biodiversidade da fauna íctica produzida pela construção destas represas deverá ter impacto considerável segundo estes autores no ciclo hidrosocial das comunidades das três grandes bacias estudadas principalmente no que se refere à pesca comercial e artesanal, e efeitos na produção agrícola das populações da várzea. Para reduzir estes impactos, explorar a hidroeletricidade com efeitos reduzidos na biodiversidade. Winemiller *et al.* (2016) recomendam uma série de ações de caráter estratégico para o planejamento, integrado, que possam ser incorporados às futuras avaliações de impacto dos reservatórios a construir. Mais detalhes sobre este planejamento e seu potencial para uma construção menos impactante de represas, especialmente nas regiões tropicais, serão destacados no Módulo, capítulo 7.

A conservação da biodiversidade e da diversidade da fauna íctica, com a construção de reservatórios depende de dois fatores principais: o grau de heterogeneidade espacial do reservatório, e a capacidade de manutenção de um estoque suficiente de espécies de peixes para povoamento das represas, considerando-se somente a fauna íctica endêmica e regional, sem a introdução de espécies exóticas. Em reservatórios em cascata, por exemplo, é fundamental manter segmentos de rio intactos, para estimular a reprodução e o povoamento dos reservatórios. A proteção dos tributários com a manutenção das florestas ripárias e das áreas alagadas é outra importante ação que contribui para a heterogeneidade espacial. A manutenção de conectividade dos tributários com os rios principais e com o próprio reservatório é outra importante ação que interfere positivamente na riqueza, abundância de espécies e diversidade (SANCHES *et al.*, 2016).

Um fenômeno muito comum em represas com relação à fauna íctica é a mortalidade em larga escala devido às modificações produzidas pelos reservatórios, especialmente na concentração de oxigênio dissolvido. Em muitos reservatórios anoxia no hipolímnio é comum. Em hidroelétricas ou outros tipos de reservatórios, com descargas de fundo, estas depleções de oxigênio dissolvido causam mortalidade de peixes na fase de enchimento, no canal do fundo causando prejuízos e redução da biomassa a jusante com efeitos na reprodução e redução dos estoques, e nas atividades de pesca esportiva e comercial. A pesca comercial é um importante fator econômico para muitas comunidades ribeirinhas que convivem nas regiões próximas aos reservatórios mas há uma série de fatores ecológicos, ambientais e de operação dos reservatórios que pode influenciar os estoques de peixes e alterar a produção pesqueira. Petrere (1996) publicou uma extensa revisão sobre o problema na América do Sul.

Capítulo 16

A Rede Alimentar

A organização da rede alimentar em reservatórios, depende de três fatores principais:

O tempo de retenção – baixos tempos de retenção implicam em populações com tendências à rápida reprodução e preferencialmente espécies R, para repor estoques perdidos a jusante. Isto impõe essencialmente nos organismos fundamentais da rede alimentar (bactérias, fitoplâncton, protozoários) reprodução rápida e predominância de espécies R.

A organização da biota na bacia hidrográfica – nos rios tributários antes do enchimento. As espécies que deverão fazer parte da biota nativa, e, portanto, podem ou não ser bem sucedidas no estabelecimento das redes alimentares.

A qualidade da água do reservatório durante o enchimento – quando há zonas anóxicas, com grande volume de água sem oxigênio, poucas espécies ocorrem no hipolímnio anóxico, e, portanto, a rede alimentar depende desta qualidade da água.

O conhecimento da rede alimentar de um reservatório é importante, pois a presença ou ausência de certas espécies, e a composição desta rede serve como indicador de qualidade da água além de assinalar a possibilidade e aproximação de mudanças. Pela manipulação da rede alimentar pode-se mudar e melhorar a qualidade da água através da biomanipulação. As relações entre os componentes da rede alimentar são intensas e diversificadas. Relações “bottom-up” (de baixo para cima); “top-down” (de cima para baixo) ou ambas simultaneamente ocorrem, de tal forma que esta intrincada rede pode alterar-se dependendo das variações climatológicas, hidrológicas e do tempo de retenção (Figura 60).



Figura 61 – Diferentes organizações da rede alimentar e predominância de relações “Top Down” ou “Bottom Up” (Modificado de STRASKRABA & TUNDISI, 2013).

A rede alimentar pode sofrer grandes alterações com a eutrofização, pois a sucessão do fitoplâncton em represas eutróficas produz mudanças substanciais na base da rede alimentar. Por exemplo, com os florescimentos de cianobactérias e a formação de grandes massas destes componentes poucos organismos podem utilizá-las como alimento devido a problemas de acesso, sistemas de filtração e possíveis efeitos tóxicos. Uma massa de cianobactérias em decomposição estimula o desenvolvimento de vírus e bactérias que podem ser utilizados por protozoários ou rotíferos, e, portanto alterar as rotas do fluxo de energia, em função, de maior predação ou predação seletiva.

Outro problema que pode ocorrer na organização das redes alimentares nas represas é a introdução de espécies exóticas, principalmente de peixes predadores ou a introdução acidental de organismos como o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) e o dinoflagelado, *Ceratium furcoides* (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 2010a; Da SILVA *et al.*, 2012).

Estes dois organismos alteram profundamente as redes alimentares em reservatórios pela rápida capacidade de reprodução e a capacidade de interferir na alimentação de outras espécies.

Outro problema que ocorre na rede alimentar de reservatórios esta relacionado com o rápido crescimento de espécies predadoras por problemas específicos de circulação horizontal e vertical, diferenças de temperatura e mudanças climáticas.

Espécies predadoras de zooplâncton que se reproduzem rapidamente podem produzir rápidas e intensas alterações nas bases da rede trófica. Um exemplo deste processo foi relatado por Dumont *et al.*, (1990): neste artigo demonstra-se que uma espécie predadora de turbelário (*Mesostoma sp*) dizimou a população de uma espécie de cladocera em pouco mais de 24 horas, na Represa de Barra Bonita (Médio Tietê, São Paulo). Isto provocou intensos impactos na rede alimentar, principalmente nas bases de relação zooplâncton fitoplâncton.

Mudanças climáticas também podem afetar profundamente a rede alimentar em reservatórios.

As alterações na rede alimentar causadas por mudanças climáticas podem ser ilustradas de forma clara com os acontecimentos em 2013 e 2014 na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). Em período de inverno (Junho, Julho e Agosto) ocorreu um aumento de temperatura da água de 2, 0°C a 2, 5°C acima da média histórica de 40 anos. No período de mais elevada precipitação no verão (Janeiro, Fevereiro e Março) ocorreu em 2013 e 2014 uma redução de 30% na precipitação. A diminuição do volume da represa resultou em um aumento do tempo de retenção de 25 para 60 dias. Aumentaram as concentrações de fósforo e nitrogênio e ao mesmo tempo ocorreu o crescimento rápido de uma espécie invasora *Cylindrospermopsis raciborskii*, a qual, em grande quantidade dominou a produção de matéria orgânica na Represa. Em consequência alterou-se substancialmente a estrutura da rede alimentar na base da rede trófica, produzindo grandes alterações no fluxo de energia na Represa (TUNDISI *et al.*, 2015a). A Figura 62 ilustra as relações e fluxos entre os principais componentes da rede alimentar em reservatórios com alto e baixo estoque de peixes.

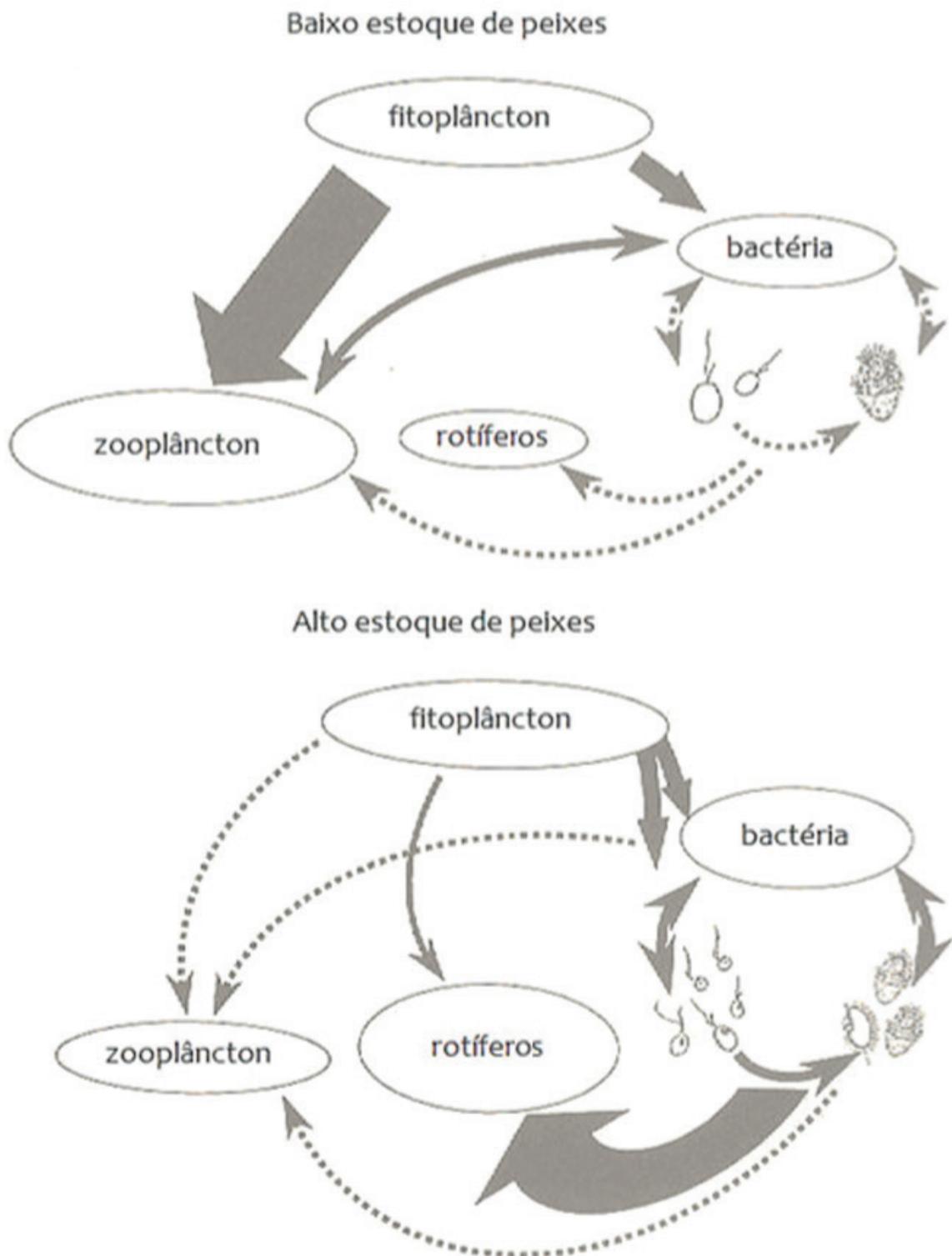


Figura 62 – Um esquema simplificado do importante destaque dos principais fluxos de carbono entre zooplâncton, rotíferos, fitoplâncton e os componentes mais importantes de teias alimentares microbianas (bactéria, HNF e ciliados) sob um baixo estoque de peixes contra um alto estoque de peixes. Setas pretas e suas direções indicam importante relação dos principais fluxos de carbono; setas de linha pontilhada indicam fluxos de carbono de menor importância, ambos correspondentes aos destaques de estruturas tróficas das comunidades planctônicas. Fonte: Simeck et al. 1999.

Capítulo 17

A “Evolução” das Represas e a Dinâmica Ecológica Espacial/Temporal

Após a sua construção e o início da operação a represa começa um processo “evolução” que se constitui um período de estabilização física, química e biológica. Como já foi descrito no Módulo II, capítulo 3, o período de enchimento dos reservatórios é um processo caótico, instável e altamente dinâmico tanto na organização e estrutura espacial como nas condições físicas e químicas. Respostas biológicas são imediatas, e a sucessão das comunidades é dinâmica e altamente instável. Após esta fase com a regularização do volume e nível do reservatório, e a instalação e funcionamento de sistemas de operação (para geração de hidroeletricidade e outros fins) o reservatório atinge uma situação mais estável em que as principais funções de força climatológicas e hidrológicas juntamente com as regras de operação, acoplam-se. A dinâmica temporal/espacial do reservatório é, portanto, dirigida por esta articulação das grandes funções de forças. Além disto, deve-se enfatizar que os usos múltiplos das bacias hidrográficas e a permanente intrusão de nitrogênio, fósforo material em suspensão ou poluentes, como pesticidas, herbicidas ou metais pesados, a partir das atividades humanas nas bacias hidrográficas tem um papel preponderante neste processo de “evolução” do ecossistema artificial.

Deve-se considerar que uma represa após a sua construção, funciona para o desenvolvimento regional e esta qualificação atinge a economia regional, a organização espacial nas bacias hidrográficas e os permanentes influxos no reservatório. Desmatamento, atividades agrícolas, urbanização, instalação de infraestrutura são fatores fundamentais que alteram o sistema regional e tem influência quantitativa e qualitativa no reservatório afetando, portanto rotas para o futuro. Estas rotas envolvem processos físicos e mecanismos hidrodinâmicos, processos químicos da água e do sedimento e as respostas das comunidades biológicas a estas alterações e pulsos. Nas comunidades biológicas, interferem na sucessão espacial e temporal de espécies, na estrutura das comunidades e nas redes alimentares, na produtividade primária e secundária e no fluxo de energia dos reservatórios. É, portanto primordial que no futuro gerenciamento da represas estas diferentes etapas do processo de “evolução” do reservatório sejam avaliadas, pois técnicas e procedimentos de gerenciamento devem se ajustar às diferentes etapas.

Neste capítulo dois processos essenciais serão tratados: as respostas das represas a pulsos frequentes ou ocasionais, e a organização espacial das represas com a bacia hidrográfica. Este dois mecanismos de funcionamento controlam, em grande parte a produtividade primária e secundária, os ciclos biogeoquímicos e a biodiversidade. São essenciais no estabelecimento

de padrões de respostas dos reservatórios e das comunidades e tem enorme papel na exploração racional do reservatório, sua biodiversidade e gerenciamento.

Um dos processos mais importantes descritos por Tundisi *et al.* (2004a) é o impacto das frentes frias nos reservatórios localizados no Sul, Sudeste e Centro Oeste do Brasil. A frequência das frentes frias depende das estacionalidades, descrita por Cavalcanti & Kousky (2009). As frentes frias são mais frequentes entre maio e setembro e menos frequente durante o verão no hemisfério sul, entre as latitudes 20° e 30° sul.

Para a região Sudeste do Brasil, Cavalcanti & Kousky (2009) mostraram uma frequência de 50 a 60 frentes frias. Frentes frias e variáveis atmosféricas como temperaturas do ar (baixas durante as frentes frias) aumento na velocidade do vento e pressão atmosférica, mostraram correlações. Há aumento de precipitação (intensidade e distribuição) durante a passagem das frentes frias.

A passagem destas frentes pode levar horas ou dias e seus efeitos nos reservatórios são diversificados e persistentes. As alterações que ocorrem na estrutura térmica vertical e no funcionamento do reservatório são extremamente rápidas (em minutos ou horas). Quando estas frentes estão operando, há uma mistura vertical efetiva produzindo instabilidade térmica, distribuição vertical relativamente homogênea de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e nutrientes como fósforo e nitrogênio. Distribuição vertical mais homogênea comunidade fitoplanctônica é frequente neste período. Quando termina a passagem das frentes frias aumenta a estabilidade térmica, formam-se termoclinas mais permanentes e há uma predominância de florescimentos de cianobactérias na superfície dos reservatórios; Tundisi (1983) demonstrou que o crescimento e a prevalência de florescimentos de cianobactérias, depende desta estabilidade e da frequência das frentes frias. Intensa turbulência imediatamente após a passagem das frentes frias e durante o processo estabelece mistura vertical, promovendo o crescimento da clorofíceas e diatomáceas (PASSERINI, 2010).

Harris (1986) enfatizou o efeito das forças físicas no controle da dinâmica de comunidade fitoplanctônica, e a resposta desta comunidade a variados graus de turbulência vertical. A relação Z_{mix}/Z_{eu} é fundamental e a turbulência produzida pelas frentes frias resulta em rápidas alterações nesta taxa, portanto adaptações fisiológicas do fitoplâncton a estes pulsos podem ser esperadas. Portanto, as frentes frias tem um papel fundamental na sucessão fitoplanctônica nos reservatórios e na organização e estrutura espacial e temporal desta comunidade. (MORAIS *et al.* 2010) A Tabela 35 apresenta as respostas do fitoplâncton às frentes frias, e, as relações com as forças físicas principalmente. Mudanças na composição química da água, principalmente na concentração de fósforo e nitrogênio ocorrem, também durante frentes frias de grande intensidade mistura total de coluna de água pode ocorrer. Águas anóxicas profundas podem ser distribuídas pela mistura vertical, diminuindo a concentração de oxigênio e, em alguns casos produzindo mortalidade em massa de peixes (TUNDISI *et al.*, 2006c).

O fenômeno das frentes frias que, através dos pulsos influencia os reservatórios, têm consequências, práticas muito significativas, para o gerenciamento. Durante os períodos de estabilidade térmica e o florescimento das cianobactérias em reservatórios de abastecimento público é necessário um aumento considerável no tratamento para a produção da água potável. Em períodos de instabilidade térmica, material em suspensão, nutrientes e fitoplâncton são distribuídos na coluna de água. Neste caso, menores custos de tratamento ocorrem, pois nessas condições e predominância é de clorofíceas e diatomáceas. Entretanto nestes períodos de circulação aumenta a concentração de nutrientes na zona eufótica, preparando as condições para os próximos florescimentos de cianobactérias durante o período de estabilidade

térmica. Propuseram um modelo de gestão de reservatórios de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo com base no seguinte conceito: as frentes frias deslocam-se a uma velocidade de 500 km/dia. Uma frente fria localizada no Rio Grande do Sul atingirá a Região Metropolitana de São Paulo em três dias. Neste período de tempo, pode-se propor uma preparação para o sistema de tratamento de água, o que incluirá processos especiais devido às condições de qualidade da água neste período. Quando a frente fria se dissipar haverá crescimento rápido de florescimentos de cianobactérias. Outro sistema de tratamento deverá ser preparado otimizando-se assim o gerenciamento de recursos hídricos para o abastecimento da água.

Branco *et al.*, 2009, Padisak 1993 discutiram a influência das perturbações na frequência da riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade do fitoplâncton em lagos e reservatórios. A Tabela 35 descreve as respostas do fitoplâncton às forçantes climatológicas.

Tabela 35 – Respostas do Fitoplâncton as forçantes climatológicas.

Frentes frias	Agente	Resposta do fitoplâncton
1) Ausência de frentes frias	Sem mistura vertical. Estabilidade térmica. Nutrientes disponíveis somente por regeneração.	Florescimentos de cianobactérias, predominam.
2) Mistura vertical moderada imediatamente antes da frente fria	Períodos alternados de estabilidade e mistura vertical.	Florescimentos de cianobactérias começam a se dispersar.
3) Frentes frias. Mistura vertical mais intensa	Alterações no regime da radiação subaquática. Mistura vertical intensa.	Predominância de diatomáceas e clorófitas.
4) As frentes frias se dissipam	Início de um novo ciclo de estabilidade. Aumento da radiação solar subaquática. Aumento de nutrientes no epilímnio.	Início do crescimento de cianobactérias.

Fonte: Tundisi *et al.*, 2010

As periódicas instabilidades térmicas, os diferentes pulsos interferem no processo do “envelhecimento” ou “evolução” do reservatório. Há, em muitos casos um permanente aporte e acúmulo de matéria orgânica, metais pesados e um processo de sedimentação que modifica a dinâmica ecológica dos reservatórios tornando-a cada vez mais complexa e interdependente de processos que ocorrem na bacia hidrográfica e no próprio reservatório. A resposta destes reservatórios aos pulsos é um dos aspectos fundamentais desta dinâmica e complexidade. O outro processo de reorganização espacial refere-se ao desenvolvimento de inter-relações entre o reservatório, seus tributários e as áreas alagadas das bacias hidrográficas.

Capítulo 18

A Operação dos Reservatórios e as Consequências Limnológicas

Diferentemente de um lago um reservatório tem um sistema operacional que regula os ciclos biogeoquímicos, a qualidade da água a montante e a jusante, e a composição e estrutura das comunidades.

Este sistema operacional está relacionado às funções do reservatório, que, como já foi discutido podem ser múltiplas. A regulação do fluxo, a altura da descarga da água (ou mais de uma descarga), a variação e controle do tempo de retenção, têm efeitos no funcionamento das represas e na sua limnologia e processos físicos, químicos e biológicos.

Kennedy (1999) detalha os principais impactos e inter-relações entre o estabelecimento de uma estrutura de reservatório (engenharia), uso principal, parâmetros relacionados com o projeto do reservatório e as consequências e implicações limnológicas resultantes (Tabela 36).

Tabela 36 – Implicações limnológicas resultantes do uso e sistema de construção.

Uso do reservatório	Sistema de construção	Parâmetros relacionados à construção	Implicações limnológicas
Controle de enchentes Hidroeletricidade Navegação Abastecimento Irrigação	Capacidade de reserva Volume de reserva Estacionalidade do influxo Reserva de água	Localização geográfica Radiação solar Incidente Precipitação Geografia e tipo de solo	Carga externa Suprimentos de nutrientes Material em suspensão inorgânico
		Localização na bacia hidrográfica Declividade da bacia Ordem dos rios Área de drenagem Razão superfície de drenagem/área	Hidrologia Tempo de retenção hidráulica Transporte advectivo Balanço Térmico Temperatura da água Grau de estratificação
		Usos do solo: Morfometria Razão comprimento/largura Índice de desenvolvimento margem Área de superfície	Clima de radiação subaquática Turbidez devida a material em suspensão Zona eufótica
		Volume Razão volume/área Profundidade máxima e mínima Flutuações de nível	Regime de circulação Correntes de densidade Zonas de mistura
			Altura das descarga(s) a jusante Retenção de material

Fonte: Modificado de Kennedy, 1999.

Principais Características Construtivas das Represas e Usos e Efeitos Limnológicos Resultantes

A localização na bacia hidrográfica dá as condições iniciais do reservatório: topografia, dimensões de bacia hidrográfica, declividade, e as influências a partir da bacia hidrográfica. Morfometria e batimetria são parâmetros controladores da hidrodinâmica, bem como os ventos, sua força, localização em relação ao eixo principal do reservatório, e sua direção.

Os reservatórios estão submetidos à carga externa que tem considerável influência nos processos químicos internos, nos ciclos biogeoquímicos e na produção primária. Também influenciados pela localização é o regime térmico e o clima de radiação subaquática

Aos efeitos de latitude e estacionalidade e as regras de operação é o que faz grande diferença entre lagos e represas. A Tabela 37 mostra a relação entre objetivos operacionais e os efeitos no reservatório.

Tabela 37 – Objetivos operacionais dos reservatórios e os efeitos diretos.

Objetivos operacionais	Parâmetros operacionais	Efeitos diretos no reservatório
Retirada de água	Parâmetros operacionais Profundidade da descarga Taxa de descarga (volume) Período de descarga	Reserva, balanço de calor, dispensão de material Estabilidade térmica e resistência a mistura. Fluxo, taxa de fluxo e tempo de retenção
Reserva de água	Volume da água Elevação da superfície Período de reserva	Sedimentação e retenção de material. Influxo, capacidade de mistura e transporte de material

Fonte: Kennedy, 1999.

Implicações Limnológicas da Operação do Reservatório

A altura de descarga é importante. Ela pode ser dar através de estruturas que consistem em sistemas de vazão a jusante sem condutos, (“Spillways”), sistemas de vazão com condutos, mas mantendo as características superficiais (“gated spillways”) ou sistemas de condutos completos e forçados (“gated conduits”). Os sistemas de vazão sem condutos operam a descarga sem controle. Represas com sistemas de vazão sem condutos aproximam-se hidrológicamente de lagos. Os sistemas de vazão com condutos são comuns em grandes represas, principalmente em represas de acumulação; esses sistemas retiram água próximo da superfície, da mesma forma que os ecossistemas de vazão sem condutos.

Já os sistemas de vazão com condutos controlados retiram água de várias profundidades, na coluna de água. Com vários sistemas de vazão em condutos a diferentes profundidades pode ocorrer operação conjunta de descarga ou retiradas seletivas as diferentes profundidades. O tipo de descarga e o sistema de operação determinam a influência da operação das represas nas características limnológicas.

Superpostas, portanto às características geográficas e climatológicas, e forças externas que controlam lagos e reservatórios estão no caso dos reservatórios (praticamente todos os reservatórios) as regras e sistemas de operação. Os tempos de retenção dos reservatórios estão, relacionados às regras e sistemas de operação. O tempo de retenção dos reservatórios tem fundamental importância, por exemplo, nos gradientes horizontais e na estrutura vertical (LIND, 1984). Os gradientes horizontais variam extensivamente entre os reservatórios de acordo com Kennedy (1984, 1999). Retenção de material em suspensão, retenção de fósforo (ver Cap. 7) organização das comunidades de bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e da fauna íctica dependem do influxo de água dos tributários, processos de circulação vertical e descargas seletivas a jusante.

Os efeitos mais significativos no funcionamento limnológico, ocasionado pela operação de represas, são a estratificação térmica e o balanço de massa, com consequência nos ciclos biogeoquímicos e produtividade primária fitoplâncton (FORD, 1990). O tempo de retenção pode controlar florescimentos de cianobactérias, por exemplo (TUNDISI *et al.*, 2015d), e promover alterações rápidas e profundas na estrutura das comunidades planctônica e na fauna íctica. A perturbação horizontal e vertical e a mistura vertical têm um papel importante na ecologia das comunidades planctônicas e na sucessão estacional do fitoplâncton em represas.

Esta mistura vertical pode, por exemplo, ser consequência de interferência combinada de tempos de retenção variáveis e efeitos de frentes frias (ver Cap. 8).

Estratégias operacionais podem influenciar a sucessão fitoplanctônica em represas e ser então, um eficiente controle no gerenciamento (REYNOLDS, 1999).

Os efeitos limnológicos resultantes de operação de reservatório podem ser, efetivamente utilizados como sistemas para controle da qualidade da água e das comunidades e da contaminação das represas e sem dúvida a exploração destas possibilidades que vão desde a concepção do reservatório e o sistema de operação até a limnologia são fundamentais para o gerenciamento (ver Seção IV).

Além disto, reservatórios possibilitam a implantação de experimentos em larga escala de controle e observação de efeitos, o que amplia oportunidades de estudos teóricos úteis para aplicação futura (EDMONDSON, 1993).

Capítulo 19

O Tempo de Retenção e o Funcionamento dos Reservatórios

O tempo teórico de retenção de um reservatório, R é definido como:

$$R = \frac{V \text{ (em dias)}}{Q}$$

onde:

V é o volume em metros cúbicos da água no reservatório, e

Q é o fluxo médio anual em, $m^3 \times dia^{-1}$.

Tempo de retenção é também conhecido como tempo de residência, tempo de retenção hidráulica, taxa de retenção ou taxa de descarga. O tempo de retenção R pode variar durante um ciclo anual, podendo ser mais elevado em períodos de seca em reservatórios de acumulação, por exemplo, (STRASKRABA, 1999) ou mais rápido durante períodos de alta precipitação (TUNDISI *et al.*, 2010). O tempo de retenção R também pode ser uma média para todo o reservatório, ou para compartimentos do reservatório onde pode variar muito. Por exemplo, no reservatório de Tucuruí (Amazônia, Rio Tocantins) o tempo de retenção médio do reservatório é de 45 dias, mas um dos braços tem um tempo de retenção de 3 anos (STRASKRABA, TUNDISI & DUNCAN, 1993).

O tempo de retenção, segundo Straskraba (1973, 1999) representa uma expressiva diferença entre reservatórios e seus usos múltiplos. Tempos de retenção baixos (< 10 dias) representam um fluxo contínuo e homogêneo no reservatório, o que assegura qualidade da água de bom a ótimo, com alta oxigenação, circulação vertical eficiente e baixa estratificação (STRASKRABA, TUNDISI & DUNCAN, 1993). Os efeitos a jusante não são muito grandes. Em reservatórios com tempo de retenção mais elevado entre 30 e 100 dias, haverá estratificação térmica e química com consequências na organização espacial vertical e horizontal do sistema e na biodiversidade (KENNEDY, 1999). O tempo de retenção tem, portanto, relação com a hidrodinâmica do reservatório, e esta relação foi qualificada e analisada teoricamente por modelagem matemática. Observações e medições do fluxo da água e das condições verticais da coluna da água podem indicar o efeito do tempo de retenção nos processos físicos dos reservatórios. A intensidade das observações e a relação entre temperatura, fluxo e estratificação vertical determinam os efeitos do tempo de retenção.

A Figura 63 apresenta a relação entre o tempo de retenção e as diferenças de temperatura na coluna da água o que expressa o grau de estratificação e o potencial de estabilização vertical.

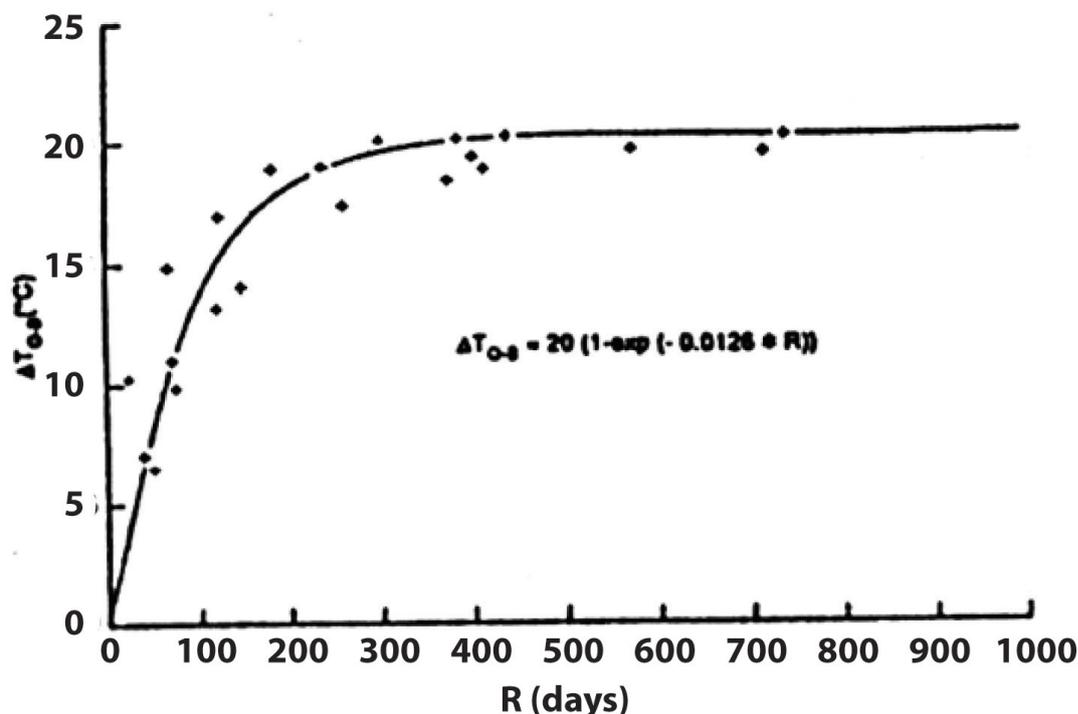


Figura 63 – O grau de estratificação térmica em represas e a sua relação com o tempo de retenção. Fonte: Jørgensen et al., 2005.

Uma característica específica de alguns reservatórios é a sua estratificação hidráulica termo aplicado por Tundisi (1984). Esta estratificação está relacionada à separação das camadas mais profundas das represas devido à altura da saída das comportas e dos vertedouros, fracionando a coluna de água e mantendo permanentemente uma estratificação física e química. Neste caso específico, o tempo de retenção das camadas mais profundas do reservatório é muito elevado, com baixa taxa de renovação, aumento de anoxia no hipolímnio e acúmulo de fósforo e nitrogênio.

Como já foi discutida, a localização das várias descargas do reservatório tem uma grande importância no tempo de retenção, influenciando decisivamente na qualidade da água a montante e a jusante (JØRGENSEN et al., 2005).

Por que o tempo de retenção em reservatórios é mais importante do que em lagos? Straskraba (1999) define e descreve a resposta a esta pergunta.

Inicialmente é fundamental a consideração de que reservatório já antes da construção tem o seu tempo de retenção definido devido ao influxo da água. O tempo de retenção médio e sua variabilidade são definidos, portanto, antes da construção exatamente devido às determinações do fluxo realizadas. Este é inclusive um dos mecanismos mais importantes no planejamento dos futuros reservatórios. Conhecendo-se antecipadamente o tempo de retenção, pode-se evidentemente adaptá-lo aos usos múltiplos, variando e simulando a descarga e projetando cenários mais favoráveis à qualidade das águas a jusante e a montante. Esta é a razão, pela qual nos últimos 20 anos os reservatórios são projetados para geração de energia

a fio d'água o que diminui consideravelmente o impacto. A Tabela 38 apresenta os dados de Ryding & Rast, 1989. Nesta tabela, a média geométrica para 3.228 represas é de 135 dias e para 222 lagos é de 270 dias.

Tabela 38 – Média geométrica de alguns parâmetros para lagos naturais e represas dos Estados Unidos e o tempo de retenção.

	Lagos	Represas
Área de drenagem (km ²)	222	3.228
Área de superfície (km ²)	5.6	34.5
Razão área de drenagem área de superfície	33	93
Razão índice de desenvolvimento de margem	3	9
Tempo de retenção (dias)	270	135
Profundidade máxima (m)	11	20

Fonte: Ryding & Rast (1989).

Thornton & Rast (1993) estudaram reservatórios nas regiões semi-áridas do planeta (Texas, Austrália, Espanha, África do Sul) e verificaram que o tempo médio de retenção variou entre um mínimo de 4 e um máximo de 5.500 dias. A figura média obtida variou entre TR 330 – 400 dias o que é 2.5 a 3 vezes maior que os dados obtidos para os reservatórios dos Estados Unidos por Ryding & Rast (1989).

O tempo de retenção tem importância fundamental na limnologia de reservatórios profundos, localizados nos vales dos rios. Uma das influências importantes no funcionamento das represas é a interferência do TR no balanço de calor das represas. Este balanço de calor é devido aos efeitos da radiação solar Q_s e o calor adquirido com o influxo dos tributários Q_i . Em condições similares de temperatura, uma alta taxa de intrusão ao reservatório, a partir dos tributários, significa maior aumento de calor, e, portanto a taxa Q_i/Q_s em reservatórios com baixo tempo de retenção é maior do que represas com tempo de retenção mais longo. Para 6 lagos das regiões temperadas, Straskraba (1999) encontrou uma relação empírica de $Q_i/Q_s = 0,13 TR$ em anos. Estes lagos tem tempos de retenção entre 1 a 1.000 anos.

A estratificação térmica como já discutida depende do tempo de retenção dos reservatórios. Os resultados obtidos são devidos a observações diretas e medições de perfis verticais no reservatório e nos tributários, mas, a simulação a partir de modelos tridimensionais como o DYSREM. De acordo com Straskraba (1999); Jørgensen *et al.*, 2005; Tundisi & Matsumura-Tundisi 2013a, o tempo de retenção em represas é a variável mais útil para prever a estratificação térmica e sua avaliação no planejamento da construção do reservatório, é fundamental para prever a futura hidrodinâmica do ecossistema. Por exemplo, resultados da simulação, mostram as diferenças no uso de descargas no topo da barragem e no fundo de barragem.

O tempo de retenção tem papel fundamental nas diferenciações longitudinais nos reservatórios, e nos ciclos biogeoquímicos especialmente no ciclo do fósforo como se verá a seguir.

Como já discutido anteriormente, do ponto de vista de ciclos de nutrientes, reservatórios profundos tem importante papel na retenção do fósforo. Segundo Jørgensen *et al.*, 2005; Straskraba 1999; Straskraba & Tundisi, 1999 represas tem alta capacidade de retenção de fósforo. Estudos de Uhlmann, 1984 demonstram a importante relação entre retenção do fósforo e o tempo de retenção das represas. Desses estudos surgiram as ideias dos “préinpoimentos” ou pré reservatórios como uma tecnologia de proteção ao influxo de fósforo a partir dos tributários. Straskraba (1999) demonstrou a dependência da retenção do fósforo

em 7 represas do Brasil situadas em diferentes latitudes e com cargas diversas em termos de gramas/metro quadrado/ano. Tempo de retenção, carga, volume do influxo e concentração de fósforo nos reservatórios estão estatisticamente relacionados.

Outros elementos e substâncias podem ser retidos pelos reservatórios em função do tempo de retenção. Retenção de matéria orgânica foi demonstrada por Straskraba (1979) para reservatórios europeus. A retenção de nitrogênio por reservatórios profundos é geralmente baixa ou geralmente inexistente. Os dados para retenção de nitrogênio por reservatórios e suas relações com o tempo de retenção ainda são insuficientes para conclusões mais efetivas.

O Tempo de “Envelhecimento”

O “envelhecimento” dos reservatórios, ou seja, sua evolução e organização física, química e biológica, dependem também do tempo de retenção. O “envelhecimento” é muito mais rápido em represas com baixo tempo de retenção, ou seja, o processo de estabilização e organização espacial e de funcionamento é mais rápido com menor TR.

Bactérias coliformes organismos de detritos humanos e de outros animais de sangue quente – especialmente gado, e outros animais localizados nas bacias hidrográficas entram nos reservatórios através dos tributários. Seu número pode decrescer devido à sedimentação, predação pelo zooplâncton e aumento da taxa de mortalidade. Em represas com tempo de retenção < 30 dias a concentração de bactérias coliformes decresce no reservatório. Entretanto reservatórios rasos, com baixo tempo de retenção (< 10 dias) e com tributários muito poluídos, mantêm alta concentração de bactérias coliformes.

Produção Primária e Crescimento do Fitoplâncton

Em represas com baixo tempo de retenção (TR < 10 dias) o crescimento do fitoplâncton e a produtividade primária são afetados. As populações fitoplanctônicas não conseguem através da reprodução repor as perdas por descargas do fitoplâncton e nutrientes. A seletividade na sucessão espacial e temporal do fitoplâncton das represas ocorre frequentemente. Quando há tempos de retenção mais elevados, (TR > 30 ou 50 dias) há tendência ao crescimento e desenvolvimento de cianobactérias (TUNDISI *et al.*, 2006c).

O tempo de retenção afeta o crescimento e distribuição do zooplâncton. Em reservatórios estratificados há uma organização vertical diferenciada do zooplâncton. O zooplâncton tende a se concentrar no epilímnio bem oxigenado, com nutrientes e fitoplâncton e mistura vertical permanente. Algumas espécies de zooplâncton, especialmente rotíferos podem se acumular em zonas do hipolímnio não totalmente anóxicas, mas com baixas concentrações de oxigênio (Margalef, informação pessoal ao autor). A distribuição horizontal do zooplâncton pode ser afetada pelo TR. Condições hidrodinâmicas com baixo TR podem influenciar esta distribuição (STRASKRABA, 1999).

A fauna íctica pode ser afetada pelo TR. Com tempos de retenção mais elevados a biomassa de fitoplâncton e zooplâncton pode ser maior e os peixes têm mais alimentos à disposição. A distribuição da fauna íctica e a sua biomassa dependem também do TR.

Em tempos de retenção mais elevados com distribuição espacial diferenciada de oxigênio dissolvido há distribuição diferenciada de espécies.

As diferenças em tempo de retenção dos reservatórios e os efeitos no funcionamento das represas têm um papel relevante no gerenciamento integrado e preditivo que será discutido no módulo IV (gerenciamento). Há ainda um outro processo que deve ser discutido em relação ao tempo de retenção: onde localizar os tanques rede para cultivo de peixes em represas. Como é do conhecimento há regiões das represas onde o tempo de retenção é maior e, portanto estas não são suscetíveis para a localização dos tanques redes no reservatório. Regiões ideais para localizar tanques rede em represas são aquelas com mais baixo tempo de retenção devido à capacidade de escoamento de resíduos (restos de ração e excreção dos peixes) ser mais rápida.

A Tabela 39 resume os diferentes efeitos do tempo de retenção em reservatórios profundos.

Tabela 39 – Impacto do aumento do Tempo de Retenção nos reservatórios profundos, localizados em vales.

Variável	Reação
Carga	Diminui
Estratificação	Aumenta e se estabiliza
Temperatura de superfície	Aumenta e se estabiliza
Temperatura das camadas profundas	Diminui
Diferenciação longitudinal	Aumenta e depois diminui
Quantidade de sedimentos	Diminui
Retenção de nutrientes	Aumenta e depois se estabiliza
Biomassa do fitoplâncton	Aumenta e depois diminui
Faixa do fundo	Diminui
Estado trófico	Aumenta e depois diminui
Cianobactérias	Aumenta
Anoxia do lipolímnio	Aumenta e depois diminui
Zooplâncton	Aumenta e depois diminui
Biomassa de peixes	Aumenta
Período de envelhecimento da represa	Aumenta

Fonte: JØRGENSEN *et al.*, 2005.

A Figura 64 apresenta a síntese dos processos ecológicos e biológicos que ocorrem nos reservatórios; este esquema mostra a dinâmica das interações e sintetiza grande parte dos mecanismos descritos neste módulo. Também apresenta a complexidade destes processos nestes níveis. A dinâmica dos reservatórios, portanto, depende como já foi discutido das funções de força externas e dos processos internos sintetizados nesta figura. Estes processos incluem interações entre os componentes da biota, interações sedimento- água, ciclos biogeoquímicos (BIANHCINI & CUNHA-SANTINO, 2018).

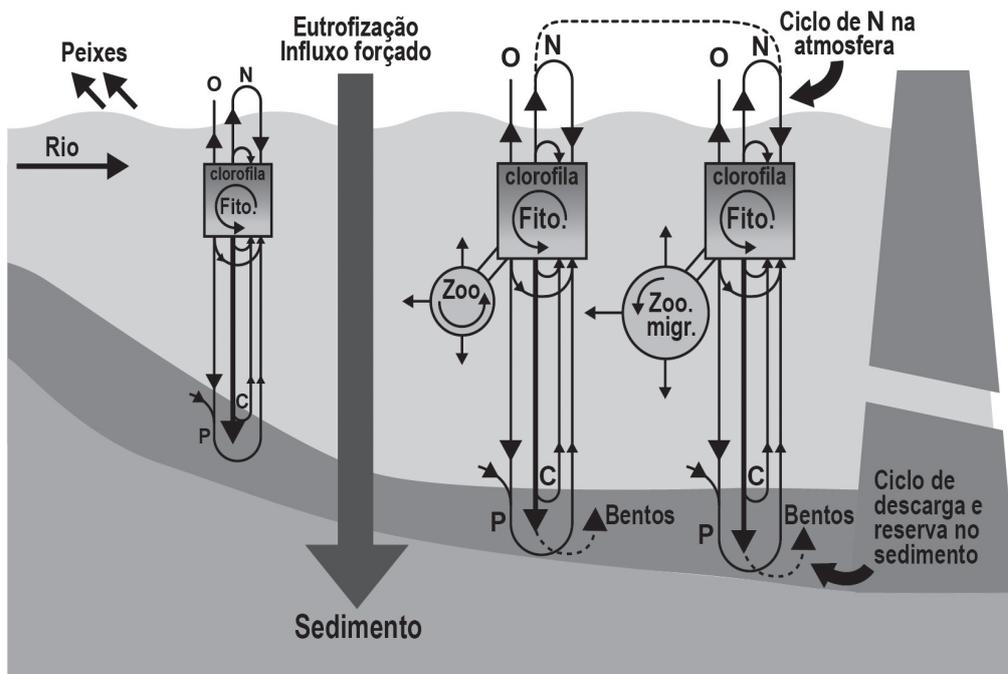


Figura 64 – Síntese dos principais mecanismos e processos de funcionamento ecológico e biológico em reservatórios. Mostra também a complexidade nestes níveis. Fonte: Margalef, et al. 1976 modificado por Degani & Tundisi, 2021 (Cortesia de Ramon Margalef aos autores).

Modulo III

Impactos nos Reservatórios

Capítulo 1

Origem e Tipificação dos Impactos

Os impactos nos reservatórios têm origem nas bacias hidrográficas como consequência principalmente das diversificadas atividades humanas. Esses impactos também podem decorrer de atividades e ações no reservatório. Os impactos podem ser cumulativos, permanentes ou periódicos, ou devido a pulsos resultantes de acidentes como desastres ecológicos: descargas de contaminantes, como óleo ou pesticidas, que tem origem em indústrias e agriculturas.

Existem como em todos os outros sistemas duas fontes principais de impactos: as fontes difusas, que se originam em muitos processos nas bacias hidrográficas e as fontes pontuais, como efluentes industriais ou esgotos não tratados oriundos das descargas de esgotos urbanos. Outra fonte não pontual importante de contribuições para os reservatórios, é a descarga de partículas e substâncias dissolvidas nas águas de chuva, portanto, contribuição atmosférica. Por exemplo, chuva ácida origina-se do processo de acumulação de H₂S ou SO₂ na atmosfera (JØRGENSEN *et al.*, 2005). Além de mensurar a origem dos impactos e sua magnitude é também necessário determinar as rotas e interações dos poluentes no reservatório e suas influências na biota aquática e nos serviços do ecossistema aquático. Por exemplo, a eutrofização pode afetar o abastecimento de água e a recreação em reservatórios. O impacto dos poluentes nos sistemas aquáticos e no caso, reservatórios pode ter um papel relevante na economia regional: o acúmulo de metais pesados no sedimento pode interferir na pesca e nas atividades econômicas pesqueiras nos reservatórios. Recreação e turismo que em algumas regiões do Brasil e de muito outros países são fontes de renda podem ser fortemente afetados nos reservatórios devido à deterioração de qualidade das águas (JØRGENSEN, TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

Portanto, a avaliação dos impactos deveria não só incluir os processos biogeofísicos, mas as atividades econômicas e os efeitos nos principais serviços do reservatório: navegação, geração de hidroeletricidade, irrigação, turismo, recreação, pesca e aquicultura.

Os seguintes critérios devem ser aplicados à avaliação de impactos nos reservatórios(-quantificação e qualificação dos impactos).

- **Natureza do impacto;**
- **Localização e escala espacial do impacto;**
- **Escala temporal do impacto: longo, médio, curto prazo;**
- **Reversibilidade/irreversibilidade;**
- **Relevância para os serviços dos ecossistemas: alto, médio, baixo;**
- **Magnitude do impacto: baixo, médio, alto.**

Tecnologias para avaliação do impacto nos reservatórios devem ser implementadas em escala regional. É também fundamental desenvolver modelos preditivos e cenários que caracterizam os efeitos futuros dos impactos e as consequências econômicas e sociais. Uma das tendências marcantes na avaliação de impacto ambiental é a consequência na saúde humana de contaminação das águas. Qualidade da água, saúde humana e saneamento básico estão intrinsecamente relacionados aos usos do solo como urbanização intensiva, e produção de alimentos, além do desmatamento e uso de defensivos agrícolas.

O conjunto de impactos nos reservatórios é muito grande e a Tabela 40 mostra a ampla variedade e dimensão destes processos, os quais evidentemente têm alterações locais e regionais.

Tabela 40 – Multiplicidade dos impactos em reservatórios.

- Enchentes induzidas por extremos hidrológicos (alta precipitação).
- Secas.
- Consumo doméstico, agrícola e industrial excessivo.
- Poluição doméstica (Esgotos não tratados).
- Poluição industrial: indústrias metalúrgicas, cana de açúcar.
- Poluição agrícola: cultivo de cana de açúcar, pesticidas herbicidas.
- Desmatamento na bacia hidrográfica com aumento da erosão.
- Sobrepesca.
- Impermeabilização do solo nas bacias hidrográficas e aumento da erosão.
- Eutrofização.
- Perda de biodiversidade aquática (peixes, aves).
- Depleção dos estoques pesqueiros.
- Salinização.
- Aumento da turbidez.
- Aumento da taxa de sedimentação.
- Aumentos dos riscos à saúde da população.
- Acidificação, devida à poluição do ar e chuva acida.
- Perda de água por evaporação.
- Poluição orgânica (Poluentes orgânicos persistentes).
- Remoção e degradação de áreas alagadas.
- Contaminação atmosférica.
- Introdução de espécies exóticas.
- Contaminação dos sedimentos por metais pesados.
- Remoção de espécies ecologicamente importantes por efeitos diretos e indiretos.

Fonte: Jørgensen, Tundisi, Matsumura-Tundisi, 2013.

Seis problemas principais que foram definidos pelo ILEC (Inst. Lake Env. Committee) do Japão aplicam-se a impactos em reservatórios (JØRGENSEN *et al.*, 2005).

- **Acidificação – efeito da poluição do ar e solo nas represas.**
- **Eutrofização – Alta concentração de fitoplâncton devido à descarga de fósforo e nitrogênio.**
- **Sedimento em suspensão – Afeta a turbidez da água e a biota aquática. Diminui com o tempo o volume dos reservatórios e interfere nos usos múltiplos**
- **Alta toxicidade – Concentração de substâncias orgânicas tóxicas e elementos como metais pesados.**
- **Alterações no nível dos reservatórios – Usos múltiplos excessivos.**
- **Redução da biodiversidade – Devido à poluição e introdução de espécies exóticas.**

Capítulo 2

Sedimentação em Represas

A turbidez dos reservatórios é uma consequência natural da erosão, entretanto, o nível tem aumentado significativamente nos últimos anos devido às atividades antrópicas. A erosão é geralmente mais elevada nas regiões semi-áridas do que naquelas que dispõem de uma vegetação mais exuberante. Nessas duas regiões áridas e semi-áridas prevalecem partículas muito finas, enquanto regiões temperadas elas são muito mais grossas. As águas das regiões com grãos pequenos tendem a apresentar uma turbidez persistente, que dura muito tempo depois que as águas carregando esses sedimentos atingem seu destino. A taxa de sedimentação desse tipo de turbidez é muito baixa, e a mera turbulência das águas é suficiente para manter esses sólidos em suspensão por muitos meses. Em regiões com regimes hidrológicos mais balanceados, a vegetação pode impedir boa parte da erosão. A erosão é determinada pela média das precipitações mensais e suas características de frequência, intensidade e duração.

A agricultura é principal causa de aumento da erosão, uma vez que a maioria dos solos agrícolas permanecem nus ou com pouca vegetação por longos intervalos de tempo. Os prados representam a exceção, já que crescem continuamente, porém o pastoreio pode atingir limites que causam uma erosão significativa. Some-se a isso o fato de que muitos campos são arados na direção de seu maior gradiente, sem cuidados de seguir curvas de nível, técnica que pode reduzir de forma eficiente os problemas de erosão. A agricultura em terraços, em alguns países asiáticos, é um exemplo de tradição ancestral de conservação do solo. Outras atividades que causam erosão são as construções de estradas e edifícios, que fazem com que a vegetação seja removida deixando o solo descoberto por longos períodos. A perda de solo acarreta consequências de longo prazo para a agricultura. A degradação das rochas expostas às intempéries é um processo muito lento e, portanto, os esforços no sentido de renovar solos são muito maiores que aqueles necessários à sua conservação. Este fato é muito importante em locais com camadas de solo finas.

A primeira consequência da sedimentação de um reservatório é a correspondente redução da sua capacidade. Essas reduções podem ser extremas, reduzindo a vida útil de alguns reservatórios para apenas algumas décadas. A turbidez causa graves problemas, especialmente em reservatórios, pois causa um rápido preenchimento dos mesmos pela sedimentação. A vida útil de alguns reservatórios construídos em rios muito com alta concentração de material em suspensão foi estimada em cerca de 50 anos apenas, e muitos reservatórios construídos anteriormente já deixaram de ser operacionais devido ao assoreamento. Águas com grande turbidez não são adequadas ao consumo humano e seu tratamento para fins de potabilidade (remoção da lama) requer grandes somas.

Entretanto, em lagos ou reservatórios eutróficos, a turbidez pode ter um efeito positivo, já que uma menor disponibilidade de luz causa uma redução da produção de algas e da biomassa. Minerais ou partículas minerais existente nos solos interferem na alimentação do

zooplâncton e também fornecem condições para aderência do fósforo. Algumas partículas do solo têm a propriedade de consumir oxigênio, podendo levar o lago ou o reservatório a condições anóxicas, com efeitos nefastos para o tratamento das águas (cheiro desagradável, maior teor de ferro e manganês). Pode ocorrer em casos extremos mortalidade em massa de peixes pelo acúmulo de partículas em suspensão e depleção do oxigênio dissolvido na água (TUNDISI *et al.*, 2008a).

Também é dispendioso o tratamento de águas com alta turbidez para consumo humano. Outras consequências da turbidez incluem a mortalidade de plantas, a queda da produtividade de fitoplâncton e a redução na biodiversidade. As partículas pequenas das regiões áridas e semi-áridas interferem na alimentação do zooplâncton, reduzindo assim o controle das algas. Um exemplo dos efeitos da sedimentação natural e da sedimentação em represas é o do baixo Nilo, no qual antigamente os sedimentos fertilizavam os solos, entretanto, após a construção da barragem de Assuã, esse fenômeno foi reduzido e a fertilidade dos solos caiu rapidamente (DUMONT, 2009). Este processo pode se repetir em muitos reservatórios a jusante (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2020). No caso do Reservatório Três Irmãos (Three Gorges Reservoir – Rio Yangtze – China)-os sedimentos se transformaram em um sumidouro de nutrientes. Com o aumento da sedimentação, material em suspensão e nutrientes em estado particulado depositam-se no fundo da represa e com a diminuição do fluxo esta sedimentação é acelerada. Fósforo e carbono orgânico, são adsorvidos por partículas de areia (ZHELI *et al.*, 2018).

Há muitos efeitos do material em suspensão em peixes e nas comunidades bentônicas. A sedimentação de represas altera habitats para a fauna bentônica, e modifica a rede alimentar. No caso da fauna íctica pode entupir brânquias de peixes, reduzir a disponibilidade de oxigênio e alterar também áreas de reprodução e alimentação de peixes (DONOHUE & MOLINOS, 2009).

Capítulo 3

Salinização

Os dois principais motivos do aumento das concentrações de salina são:

Fertilização excessiva do solo e aplicação de sal nas estradas., em regiões de inverno intenso. Irrigação de regiões áridas e semi-áridas.

Os fertilizantes contêm muitos ingredientes além dos compostos de fósforo e nitrogênio. Assim sendo, um aumento crescente da salinidade pode ser observado paralelamente ao aumento do nitrogênio nas águas. Em países áridos ou semi-áridos, grandes sistemas de irrigação acarretam acúmulo de sais nas águas subterrâneas e, eventualmente, nos rios e reservatórios. Quando os níveis da água caem drasticamente durante os períodos secos, aumenta a concentração de sais nas águas, verificando-se, então, efeitos dramáticos de salinização. Perde-se, assim, a possibilidade de utilizar as águas para o abastecimento, e verificam-se mudanças na composição da biota do reservatório. No Nordeste do Brasil, a evaporação anual de cerca de 2.000 mm excede a precipitação média máxima de 1.200 mm, logo, ocorre um rápido aumento da salinidade das águas dos reservatórios, gerando consequências indesejáveis para inúmeros usos. Foi observada uma série de impactos sobre a saúde humana em áreas rurais e urbanas abastecidas por essas águas. Algumas das consequências da salinização é o aumento da pressão sanguínea e o aparecimento de doenças renais, devido ao uso de águas salinas para o abastecimento público. Há também um impacto extremamente grande na biodiversidade uma vez que a salinização elevada exclui espécies tipicamente de águas doces. A aplicação de chorume em cultivos de cana de açúcar pode interferir e aumentar a salinidade das águas superficiais e subterrâneas. Fonte: Straskraba & Tundisi, 2013.

Capítulo 4

Eutrofização

O processo de eutrofização é bem conhecido: ele é o resultado das descargas de fósforos e nitrogênio em concentrações excessivas, de fontes pontuais e não pontuais das bacias hidrográficas para os reservatórios. Este é o resultado da urbanização e falta de tratamento de esgotos. Mesmo esgotos tratados podem contribuir com cargas de fósforo para os reservatórios.

O aumento e a ampliação da distribuição geográfica da eutrofização tem produzido inúmeros impactos: crescimento acelerado de cianobactérias, e aumento da toxicidade nas águas dos reservatórios; perda da biodiversidade aquática devido aos efeitos das substâncias tóxicas produzidas pelas cianobactérias; deterioração da qualidade das águas, colocando em risco à saúde humana devido à presença de cianotoxinas, aumento do custo do tratamento das águas devido à deterioração da qualidade; perdas econômicas associados a problemas visuais, odor e incapacidade de acesso ao turismo e recreação. O agente primário da eutrofização é a matéria orgânica originada inicialmente nas bacias hidrográficas e, após, por uma carga interna à medida que o processo de eutrofização se estabelece.

Principais Consequências da Eutrofização em um Reservatório

- **Influxo de água de alta concentração de nitrogênio, fósforo e patógenos.**
- **Baixa concentração de oxigênio dissolvido alta concentração de amônia.**
- **Alta concentração de bactérias, material em suspensão, baixa transparência e alta turbidez**
- **Aumento de H₂S, CO₂, CH₄ no hipolímnio de represas estratificadas Aumento de anoxia no hipolímnio e emissão de gases.**
- **Possível mortalidade de peixes, devido à baixa concentração de oxigênio dissolvido**
- **Impactos na saúde humana devido a deterioração da qualidade da água.**
- **Aumento dos custos de tratamento de água se o reservatório for utilizado para abastecimento de água potável.**
- **Aumento da concentração de fósforo e nitrogênio na área lacustre do reservatório.**
- **Crescimento excessivo de macrófitas aquáticas na zona de rios do reservatório (entrada dos tributários) e na zona intermediária.**
- **Aumento da concentração de fósforo e nitrogênio e substâncias tóxicas no sedimento dos reservatórios.**
- **Desenvolvimento de grandes florescimentos de cianobactérias devido à eutrofização.**
- **Contaminação por metais pesados na água e sedimentos devido a descargas não pontuais. Aumento de toxicidade associada à eutrofização em áreas urbanas devido a descargas não pontuais inclusive deposição atmosférica seca e úmida.**

- **Estrutura da rede alimentar em reservatórios eutróficos.**

Além do crescimento de cianobactérias, reservatórios eutróficos podem apresentar também crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, especialmente *Eichhornia crassipes* (águapé) e *Pistia stratioides* (alface d'água). Há outras espécies que podem colonizar os reservatórios na fase inicial de enchimento e retornam após a consolidação do processo de eutrofização. A presença destas macrófitas aquáticas pode afetar navegação, geração de energia, recreação e turismo; nas raízes das macrófitas flutuantes ocorre uma fauna associada de invertebrados aquáticos, larvas de insetos que podem causar danos à saúde humana, sendo abrigo de vetores para certas doenças de circulação hídrica.

A eutrofização é atualmente um fenômeno mundial, e no Brasil, especificamente, reservatórios estão submetidos a um permanente processo devido fundamentalmente ao despejo de esgotos domésticos não tratados. A recuperação da eutrofização é um processo lento e depende da intensidade da tecnologia e do arsenal de tecnologias disponíveis para atuar na bacia hidrográfica e nos reservatórios. Evidentemente para o controle e redução da eutrofização a identificação de todas as fontes pontuais e não pontuais que atingem os reservatórios a partir das bacias hidrográficas é fundamental. Esta identificação deve envolver aspectos qualitativos e quantitativos ($\text{kg N m}^2 \times \text{ano}$) e ($\text{kg P m}^2 \times \text{ano}$). Muitos modelos são utilizados para desenvolver cenários aplicados a lagos e reservatórios.

Com o aumento na toxicidade das águas ocorre pela água percolada de operações de mineração, descargas industriais, práticas agrícolas e manejo inadequado de detritos sólidos. Os pesticidas e herbicidas, em conjunto com metais pesados, são as principais substâncias tóxicas que penetram nos sistemas aquáticos, acumulando-se nos sedimentos e, eventualmente, atingindo a cadeia alimentar. Seus efeitos sobre a saúde humana variam desde doenças entéricas comuns até níveis letais de toxinas, que podem ser transmitidas pelo leite materno. Organismos bioacumulam toxinas, na maioria das vezes no fígado ou na gordura. Essas toxinas são uma bomba-relógio: seus efeitos não são visíveis durante um grande período, porém ao atingir determinados limites aparecem consequências catastróficas e, além disso, elas são transmitidas para as gerações futuras. Os reservatórios funcionam da mesma maneira: retêm toxinas, porém também impedem sua liberação durante condições químicas alteradas (pH, redução, anoxia).

Os compostos químicos também podem ter origem natural, podendo surgir inesperada ou irregularmente. Esses casos normalmente ocorrem em regiões vulcânicas, quando da liberação de sais ou gases. Esse tipo de ocorrência teve consequências drásticas no lago Nyos, nos Camarões, onde, em 1986, morreram mais de 100 pessoas e 3.000 cabeças de gado. A tragédia foi causada pelo acúmulo, e posterior escape, de dióxido de carbono gasoso e dissolvido no lago. Eventos de contaminação natural também ocorrem no Peru com altas concentrações de Arsenio.

A eutrofização de lagos, reservatórios e represas é consequência de seu enriquecimento com nutrientes para plantas, principalmente fósforo e nitrogênio, que entram como soluto e se transformam em partículas orgânicas e inorgânicas. O crescimento acelerado e a maior abundância de plantas aquáticas frequentemente causam a deterioração da qualidade hídrica. O aumento das cargas de nutrientes nas águas interiores normalmente decorre de alterações nos mananciais, como remoção de florestas, desenvolvimento agrícola, industrial e urbanização. As condições ambientais dentro dos corpos hídricos, da atmosfera e dos mananciais influenciam a eutrofização. Os fatores dentro do lago que modulam os impactos gerados pelo aumento de nutrientes incluem a estrutura da rede alimentar, trocas entre os sedimentos e a

água, forma da bacia e movimentos da água dentro do lago, ou reservatório (TUNDISI *et al.*, 2008a). Além disso, as condições climáticas e hidrológicas ajudam a alterar os impactos da eutrofização. A eutrofização das águas interiores é considerada um dos maiores problemas ambientais em nível mundial. Ela causa grandes impactos negativos ecológicos, de saúde e economia, mediante a deterioração de um recurso primário e finito, a água. Água doce limpa é essencial para diversos organismos e para a sociedade humana, logo, **água de má qualidade ameaça suas existências. Os sintomas da eutrofização incluem espuma de algas e toxinas derivadas de seu florescimento**, grandes infestações de algumas plantas aquáticas, maior incidência de doenças hidricamente transmissíveis, **águas turvas**, odores fétidos, **água com mau paladar**, depleção do oxigênio dissolvido e mortandade ou muitos peixes estropiados. A eutrofização pode causar alguns impactos positivos, como maior produção de plantas e aumento do estoque pesqueiro, sendo que esses aspectos podem ser consideráveis. De fato, em muitos países, peixes e outros organismos aquáticos são uma importante fonte de alimentos.

De acordo com recentes estimativas feitas pelas Nações Unidas, a população mundial aumenta em cerca de 100 milhões de indivíduos por ano, e os grandes centros urbanos continuam a crescer de forma acelerada. Acredita-se que, neste século, metade da população mundial viverá em áreas urbanas. Cada uma dessas pessoas necessitará de água limpa para garantir sua existência e gerará, a cada dia, fósforo, nitrogênio e carbono orgânico. Para suprir a necessidade das pessoas de alimento, a agricultura fertilizada e a criação de animais gerará mais dejetos e a eutrofização irá aumentar e dar origem a reservas de água incapazes de ser utilizadas.

Em todos os lugares do mundo, com raras exceções, a eutrofização é um grave problema. Especialmente nas Américas do Sul e Central é um grave problema ambiental (GONZALEZ RIVAS *et al.*, 2020). Os programas sanitários normalmente não podem acompanhar o crescimento populacional, principalmente nas grandes metrópoles. Todos os locais de concentração humana devem incluir na solução: legislação, planejamento urbano, políticas para reciclagem e desenvolvimento de tecnologias baratas para o tratamento de efluentes. Embora normalmente seja possível controlar a eutrofização, isso pode não ser economicamente viável. A Figura 64 apresenta as diferenças entre regiões e países, o produto interno bruto, o tratamento de esgotos e os resultados referentes à eutrofização.

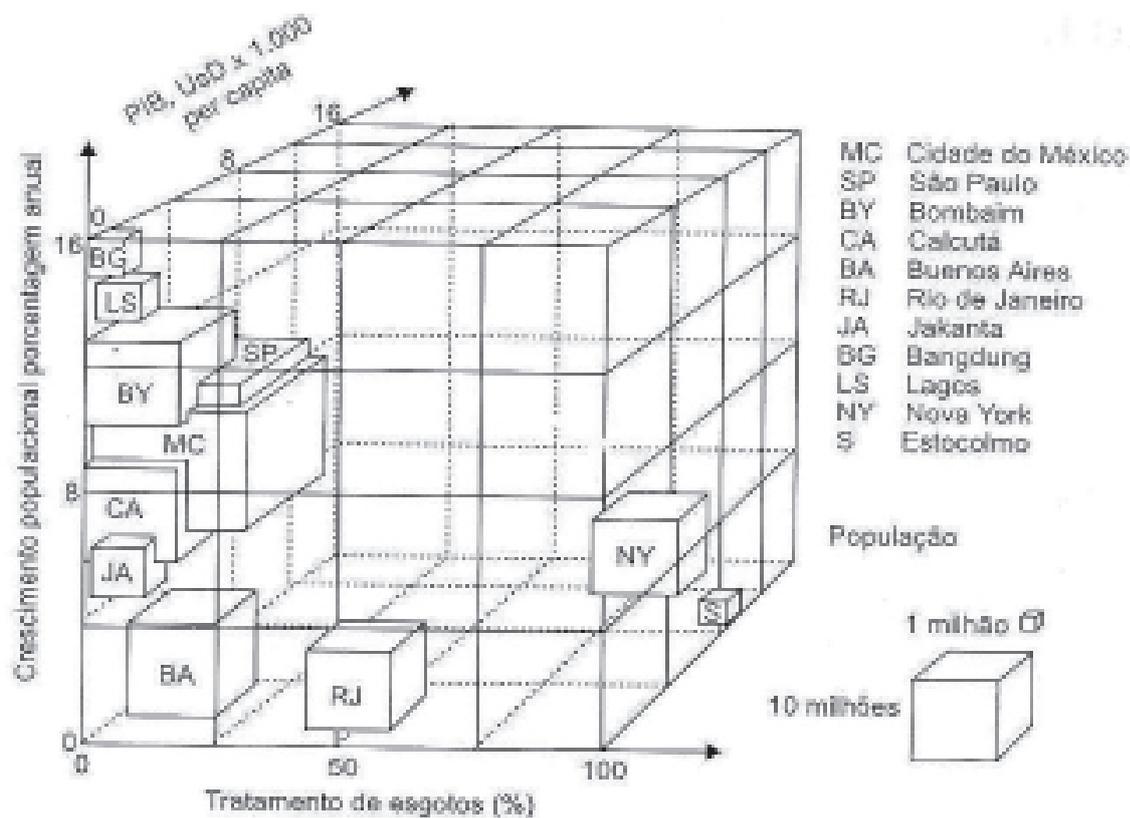


Figura 65– Inter-relações entre o crescimento populacional, o produto interno bruto (PIB) e disponibilidade de tratamento de águas servidas nas maiores cidades do mundo (Projeto Pamolare, 1992) (NIEMCZNOWICZ, 1991).

A maioria das estratégias de gerenciamento da eutrofização foi desenvolvida em climas temperados para economias altamente desenvolvidas, demandando alterações para sua aplicação em outras regiões econômicas. Por exemplo, enquanto o controle do fósforo é objetivo primário na América do Norte e na Europa, o nitrogênio pode ser o fator limitante das águas tropicais, mas a importância relativa entre o fósforo e o nitrogênio pode variar ao longo do tempo. Dessa maneira, é necessária uma avaliação das condições particulares de cada lago ou reservatório antes de adotar uma estratégia de gerenciamento (UHLMANN 1984). Variações nas condições biológicas, químicas e físicas são características nos ecossistemas aquáticos, sejam eles perturbados ou não pelas atividades humanas. Assim, pode ser difícil discriminar a influência do desenvolvimento nas alterações naturais. Portanto, para avaliar as opções de gerenciamento, torna-se útil compreender o funcionamento do reservatório por intermédio de seus dados descritivos de longo prazo, das manipulações experimentais e dos modelos integrativos (COOKE & KENNEDY, 1989).

A base científica de avaliação dos impactos da eutrofização deriva, em primeiro lugar, da limnologia, o estudo dos processos físicos, químicos e biológicos de um meio ambiente aquático interior (TUNDISI *et al.*, 2006a). A limnologia tem uma longa e bem-sucedida tradição de aplicar o conhecimento científico ao gerenciamento das águas interiores. O treinamento nessa disciplina deveria ser parte integral da educação de qualquer pessoa responsável pelo gerenciamento de lagos ou reservatórios (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2002a).

Muito do conhecimento limnológico repousa sobre estudos efetuados em latitudes médias. Dessa maneira, as suposições fundamentais sobre os processos ecológicos, como as

necessidades das plantas por luz e nutrientes, geralmente são parecidas. Esperam-se variações nas taxas e na importância relativa dos processos ecológicos entre lagos e reservatórios na mesma ou em diferentes regiões (COSTA *et al.* 2006).

Com o objetivo de introduzir os aspectos ambientais da eutrofização, este capítulo tem início com uma breve revisão dos conceitos limnológicos, seguida pela caracterização da eutrofização e um resumo sucinto de seus efeitos.

Eutrofização como Problema Ambiental

A Base Limnológica

Os lagos naturais e os reservatórios estão em todo o mundo, apresentando uma grande variedade de características limnológicas. Sob a ótica da eutrofização, diversos aspectos limnológicos são de particular importância. Embora seja difícil, ou inadequado, dividir lagos em categorias, são feitas algumas distinções no sentido de auxiliar a compreensão e o gerenciamento da eutrofização. Os fatores físicos de importância são o tamanho, a profundidade, o tempo de renovação e os padrões de estratificação e mistura (TUNDISI *et al.* 2002 b)

Os lagos rasos geralmente possuem condições que favorecem a reciclagem de nutrientes, normalmente chamada de carga interna de nutrientes. Extensas áreas de sedimentos depositados no fundo dos lagos são capazes de efetuar trocas com a água sobrejacente.

O Índice de Estado Trófico Aplicado a Represas

O conceito de Estado Trófico foi introduzido pelos limnólogos pioneiros como Thienemann (1918) e Nauman (1919). Este conceito foi sendo continuamente aperfeiçoado por Pearsall (1921); Sakamoto (1966); Carlson, 1977; Lund, 1977; Vollenweider (1968, 1975); Rast & Lee (1978); Vollenweider & Kerekes (1980, 1982); Meybeck *et al.*, (1989); Schindler (2006, 2008) contribuiu extensivamente para a identificação, e o controle da eutrofização. O processo de eutrofização que é a base do conceito de Estado Trófico, é um dos mais significantes que afeta o gerenciamento de represas e, atualmente representa um impacto mundial em rios, lagos, represas e áreas costeiras. A contínua eutrofização de represas resulta em uma situação autotrófica que é a **carga interna** produzida devido ao acúmulo de nutrientes, aumento da produção primária, e acúmulo de matéria orgânica no reservatório ao longo dos anos,. Ao longo da eutrofização constante a **carga externa** perde importância quantitativa e a **carga interna** prevalece. Lamparelli (2004) ao estudar inúmeros reservatórios e o grau de eutrofização no Estado de São Paulo, apresentou um outro índice mais adaptado a reservatórios de regiões tropicais e sub-tropicais. Deve-se considerar que o índice de estado trófico foi sempre baseado em dados e informações científicas coletadas e estudadas em lagos e represas de regiões temperadas o que dá ainda maior valor ao índice proposto por Lamparelli. As várias tabelas a seguir mostram os índices utilizados a partir de diferentes métricas. Essas tabelas foram elaboradas com os resultados de pesquisas de campo em Limnologia em rios e reservatórios de regiões tropicais e temperadas. A Tabela 41 descreve os valores utilizados para fósforo total, clorofila, e disco de Sechi para lagos de região temperada A Tabela 42 apresenta os Índices de Estado Trófico para rios de acordo com os estudos de Lamparelli (2004) e a Tabela 43 descreve os Índices de Estado Trófico para reservatórios do Estado de São Paulo obtidos também por Lamparelli (2004).

Tabela 40 – Valores (médios) de fósforo total, clorofila *a* profundidade do disco de Secchi atribuídos a lagos em diferentes estados de trofia, segundo OECD, 1982.

Estado trófico	fósforo (média) mg.m ³	clorofila (média) mg.m ³	Disco de Secchiprof. (m)
Ultraoligotrófico	4,0	1,0	12,0
Oligotrófico	10,0	2,5	6,0
Mesotrófico	10,0-35,0	8,0-25,0	6,0-3,0
Eutrófico	35,0-100,0	25,0-75,0	1,5-0,7
Hipereutrófico	> 100,0	> 75,0	< 0,7

Fonte: OECD (1982).

Tabela 41 – Índices de Estado Trófico propostos por Lamparelli (2004) baseados em extensivos estudos de rios do Estado de São Paulo.

Nível Trófico	Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Clorofila <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	S (m)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 0,013	≤ 0,74	≥ 2,4	≤ 47
Oligotrófico	0,013 < FT ≤ 0,035	0,74 < Cl ≤ 1,31	2,4 > S ≥ 1,7	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	0,035 < FT ≤ 0,137	1,31 < Cl ≤ 2,96	1,7 > S ≥ 1,1	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	0,137 < FT ≤ 0,296	2,96 < Cl ≤ 4,70	1,1 > S ≥ 0,8	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	0,296 < FT ≤ 0,640	4,70 < Cl ≤ 7,46	0,8 > S ≥ 0,6	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	> 0,640	> 7,46	< 0,6	> 67

Tabela 42 – Índices de Estado Trófico propostos por Lamparelli (2004) baseados em extensivos estudos de reservatórios do Estado de São Paulo.

Nível Trófico	Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Clorofila <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	S (m)	IET
Ultraoligotrófico	≤ 0,008	≤ 1,17	≥ 2,4	≤ 47
Oligotrófico	0,008 < FT ≤ 0,019	1,17 < Cl ≤ 3,24	2,4 > S ≥ 1,7	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	0,019 < FT ≤ 0,052	3,24 < Cl ≤ 11,03	1,7 > S ≥ 1,1	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	0,052 < FT ≤ 0,120	11,03 < Cl ≤ 30,55	1,1 > S ≥ 0,8	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	0,120 < FT ≤ 0,233	30,55 < Cl ≤ 69,05	0,8 > S ≥ 0,6	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	> 0,233	> 69,05	< 0,6	> 67

O Controle da Eutrofização

Henderson-Sellers & Markland (1987) discutiram em detalhe os mecanismos de prevenção e controle da eutrofização em lagos e represas. Os principais métodos para reduzir ou reverter a eutrofização, operam com os seguintes conceitos:

- **Redução da carga específica de nutrientes controlando a fonte.**
- **Remoção de nutrientes da água.**
- **Reduzindo a disponibilidade de nutrientes presente na água.**
- **Redução da capacidade de síntese da biomassa.**

Estes métodos são efetivos com a medição e o monitoramento dos seguintes parâmetros:

- Balanço líquido de nutrientes
- Controle do tempo de retenção
- Controle da temperatura

- Controle da sedimentação
- Controle da circulação vertical
- Química da água com baixa concentração de nutrientes.
- Radiação solar.

Métodos de Prevenção

- Controle da descarga
- Remoção/ inativação de nutrientes
- Uso de Pré – Represas (“Pre – impoundments”)
- Práticas de controle dos usos do solo para reduzir principalmente poluição difusa
- Alterações em produtos – Por exemplo no Canadá e Estados Unidos a legislação promoveu a redução do conteúdo de fósforo nos detergentes.

Técnicas efetivas de redução da Eutrofização

- Diversão de esgotos e águas com excesso de nutrientes
- Descargas rápidas de água (“Drawdown”)
- Aumento do volume do reservatório
- Drenagem hidráulica.
- Retirada de água do hipolímnio.
- Isolamento do sedimento (barreira física)
- Tratamentos químicos – Adição de substâncias químicas para precipitar nutrientes.
- Re- Aeração (Diversas Metodologias)
- Destratificação.
- Coleta a remoção de macrófitas.
- Controle Biológico.
- Portanto o controle e redução da eutrofização propõe medidas preventivas e corretivas.

Ver detalhamento de técnicas no Capítulo 4 do Módulo IV.

A eutrofização e as mudanças climáticas globais

As mudanças climáticas globais aceleram a eutrofização por várias razões já demonstradas cientificamente:

- Aumentam a temperatura de superfície acelerando os processos bioquímicos e o crescimento de cianobactérias (TUNDISI *et al.*, 2015a).
- Aceleram os ciclos de decomposição de material biológico, aumentando a disponibilidade de nutrientes para o fitoplâncton (GILBERT, 2020).
- Alteram os processos hidrodinâmicos dos reservatórios inclusive interferindo na circulação mais profunda ds represas e produzindo enriquecimento de camadas de sub superfície em reservatórios subtropicais (VIEIRA SOARES *et al.*, 2021).
- Alteram as cadeias alimentares devido ao crescimento de espécies de peixes de pequeno porte que aceleram os ciclos de predação, excreção, e os processos biogeoquímicos e a mineralização (MOSS *et al.*, 2017).
- Alteram a sucessão fitoplanctônica com consequências na rede alimentar (WINDER & SOMMER, 2012).

A Figura a seguir detalha os impactos do aquecimento global em lagos e reservatórios e os impactos na eutrofização.

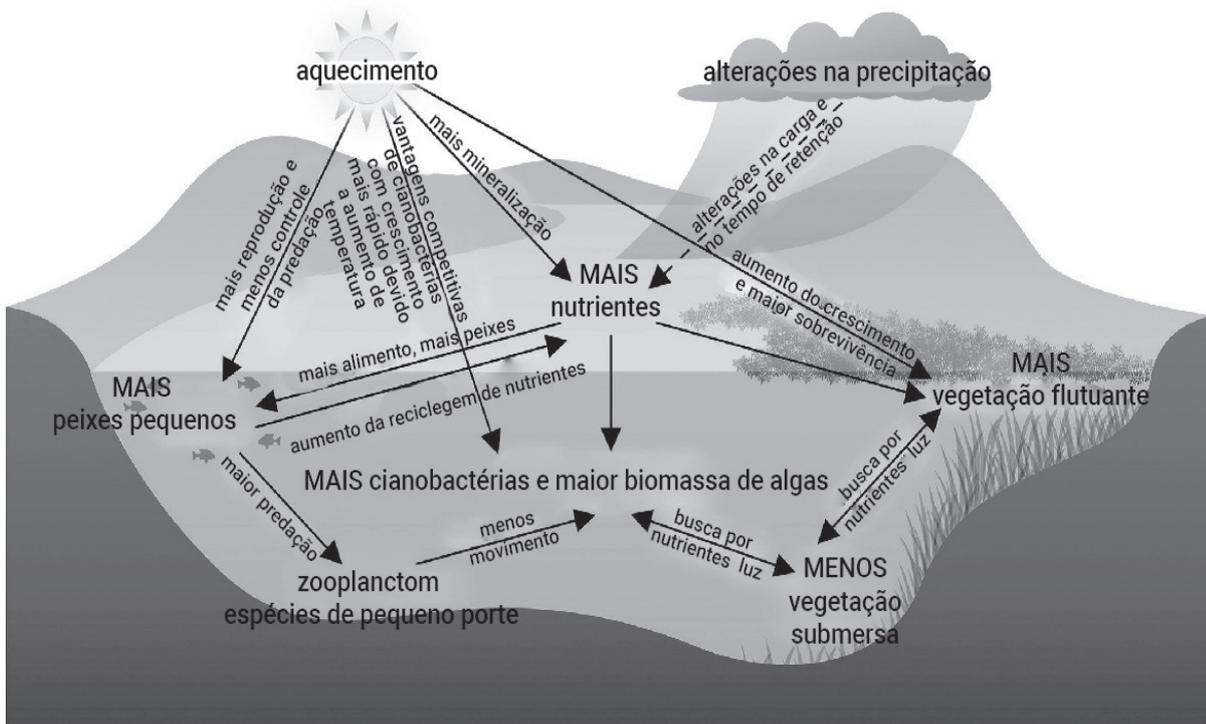


Figura 65 – Respostas das comunidades biológicas e dos ciclos biogeoquímicos de reservatórios às mudanças climáticas. Fonte: Moss et al., 2017.

Capítulo 5

Impactos de Substâncias e Elementos Tóxicos na Saúde Pública

O processo de eutrofização devido à poluição orgânica já foi apresentado e discutido em capítulo anterior. Neste capítulo discute-se os efeitos desta poluição orgânica em todos os processos relacionados com o funcionamento físico, químico e biológico do reservatório e seus compartimentos. Na eutrofização, após os impactos iniciais e a deterioração da qualidade da água, a carga interna começa a ser preponderante obrigando a medidas de ação diretamente no reservatório. Quando a carga externa, é permanente, há contaminação microbiana, contribuição por metais pesados, substâncias tóxicas como pesticidas e herbicidas. As partículas de material em suspensão que adentram o reservatório por contribuição dos tributários, têm absorvidas, substâncias tóxicas e metais pesados, o que aumenta a carga externa particulada (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2016).

A agricultura sem conservação do solo ou proteção da vegetação é a causa mais comum da carga orgânica que não só inclui nutrientes como fósforo e nitrogênio mas substâncias tóxicas aplicadas como defensivos agrícolas. Contaminação por vírus e bactérias junto do lançamento de esgotos domésticos sem tratamento é comum nos reservatórios sujeitos a estes impactos. Contaminação por vírus da hepatite, rotavirus e outros, é uma das grandes ameaças à deterioração da qualidade da água de reservatórios (SPILK, 2015).

Doenças de veiculação hídrica podem ser consequência de contaminação de reservatórios. A Tabela 43 retirada de Tundisi & Matsumura-Tundisi (2020) apresenta uma lista destas doenças, agentes infecciosos, tipos de organismos e sintomas, relacionados à deterioração da qualidade das águas. Doenças de veiculação hídrica, causadas pelo acúmulo de agentes infecciosos em reservatórios, principalmente, atingem 250 a 300 milhões de pessoas nos trópicos e subtropicais (JØRGENSEN *et al.*, 2005); os patógenos que causam mais problemas à saúde humana, são protozoários dos gêneros *Giardia*, *Entamoeba*, *Cryptosporidium* e *Naegleria* que ocorrem em reservatórios com águas contaminadas. Podem produzir disenterias, desidratação e perda de peso causando debilitação em seres humanos. Nos Estados Unidos, 84 episódios de infecção com *Giardia sp.* ocorreram com 23.000 pessoas infectadas. A densidade dos cistos de *Giardia* nos reservatórios, pode ser alta mas em muitos casos passa despercebida nas inspeções, monitoramento e tratamento.

Tabela 43 – Principais doenças de veiculação hídrica.

Doença	Agente infeccioso	Tipo de organismo	Sintomas
Cólera	Vibriocholerae	Bactéria	Diarréia severa e grande perda de líquido
Disenteria	Shigelladysinteriae	Bactéria	Infecção do cólon e dores abdominais intensas
Enterite	Clostridium perfringes e outra bactéria	Bactéria	Inflamação do intestino delgado; diarréia; dores abdominais
Febre tifóide	Salmonella typhi	Bactéria	Dor de cabeça; perda de energia; hemorragia intestinal; febre
Hepatite infecciosa	Hepatite, vírus A	Vírus	Inflamação do fígado; vômitos e febre; perda de apetite
Poliomelite	Polivírus	Vírus	Febre, diarréia, dores musculares; paralisia e atrofia dos músculos
Criptosporidiose	Cryptosporidium	Protozoário	Diarréia e dores abdominais
Disenteria amebiana	Entamoebalytolytica	Protozoário	Infecção do cólon; diarréia e dores abdominais intensas
Esquistossomose	Schistosoma sp	Verme	Doença tropical do fígado; diarréia; perda de energia; fraqueza; dores abdominais intensas
Ancilostomíase	Ancylostomasp	Verme	Anemia severa
Malária	Anopheles sp	Protozoário	Febre alta
Febre amarela	Aedes sp	Vírus	Anemia
Dengue	Aedes sp	Vírus	Anemia

Fonte: Straskraba & Tundisi, 2013; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2020.

Outro componente importante, dissolvido na água e que se acumula em reservatórios são os disruptores endócrinos que causam inúmeros problemas de saúde pública, pois podem interferir em funções sexuais de vertebrados inclusive no homem (COLBORN *et al.*, 1996; MATSUI, 1999).

Cosméticos, antibióticos e uma completa e complexa variedade de xenobiontes é adicionada às águas, acumulam-se em sedimentos, e na rede alimentar afetando organismos aquáticos, como peixes e a saúde humana. Toxicidade aguda e crônica é esperada destas contaminações. Tratamento especial de águas para abastecimento, é necessário para remover e controlar estes contaminantes (UNEP, WHO, UNESCO, 2008).

O acúmulo de substâncias tóxicas produzidas por cianobactérias é outro componente muito significativo e de grande repercussão na saúde humana e na rede alimentar de reservatórios sujeitos a intensa deterioração orgânica da qualidade das águas (ROCHA & SILVA *et al.* 2004; TUNDISI *et al.*, 2015; CHORUS & BARTHAM, 1999).

Todo o conjunto de problemas resultantes da poluição orgânica de reservatórios, com repercussões extremamente importantes na saúde humana, tem um componente econômico altamente relevante. Gastos com saúde pública devido estes impactos são consequência dos efeitos desta contaminação. A causa principal é a falta de tratamento adequado de esgotos, a carga orgânica excessiva derivada de atividades agrícolas, a ineficiente cobertura vegetal das bacias hidrográficas e a ausência de áreas de proteção permanente das margens de reservatórios e tributários.

Toxicidade aguda e toxicidade crônica podem causar doenças irreversíveis e alta mortalidade humana. Também os efeitos desta toxicidade na biodiversidade aquática é outro impacto enfraquecendo as redes alimentares e a sustentabilidade (Jørgensen, 2000).

Os problemas de qualidade da água mais comuns em reservatórios são destacados abaixo:

- **Poluição orgânica clássica.**
- **Eutrofização: produção excessiva de matéria orgânica dentro de um reservatório, devido altas entradas de nutrientes.**
- **Grande contaminação por nitratos e problemas higiênicos associados.**
- **Acidificação: queda do pH com consequente liberação de metais; pode ser ocasionada por chuvas ácidas e acompanhada por transferências de massas gasosas contaminadas.**
- **Problemas de turbidez, derivados de excesso de material em suspensão.**
- **Salinização devido à aplicação excessiva de fertilizantes ou pela irrigação de solos em regiões áridas ou semi-áridas.**
- **Contaminação por bactérias ou vírus.**
- **Acumulo e disseminação de doenças hidricamente transmissíveis.**
- **Contaminação por metais pesados.**
- **Agrotóxicos ou outros produtos químicos: acumulam toxinas nos sedimentos e bio-acumulam em seres vivos.**
- **Depleção dos níveis e volumes hídricos.**

Capítulo 6

Consequências dos Impactos para os Usos Múltiplos e o Gerenciamento dos Reservatórios

Os impactos produzidos nos reservatórios, seja pela ação das atividades humanas nas bacias hidrográficas ou pelo conjunto de ações no reservatório, causam inúmeros problemas que tem repercussão em toda a cadeia de usos múltiplos e no gerenciamento destes ecossistemas artificiais que se torna mais complexo. Um dos efeitos mais drásticos dos impactos é a deterioração da qualidade da água pela poluição orgânica e inorgânica, problemas de turbidez derivados do excesso de material em suspensão, contaminação da água e sedimentos por metais pesados, e por bactérias e vírus. Agrotóxicos acumulam toxinas nos sedimentos e nos seres vivos. Todos estes fatores afetam as redes alimentares a biodiversidade e a utilização e usos múltiplos da água dos reservatórios.

Um dos efeitos mais importantes dos impactos nos reservatórios tem origem na poluição orgânica que acelera o ciclo no reservatório e acumula matéria orgânica produzida em massa devido à contribuição de nutrientes especialmente fósforo e nitrogênio a partir de fontes pontuais e não pontuais. A anoxia nas camadas mais profundas dos reservatórios, principalmente naqueles com hipolímnio estruturado e constante em longos períodos, é um fator muito relevante pois, acumula gases como CH₄ e CO₂ que podem ser liberados para a atmosfera. A queda do pH nesta zona anóxica gera corrosão das turbinas e mortalidade de peixes a jusante dos reservatórios. O aumento do manganês e do ferro eleva os custos de tratamento das águas para o consumo humano. Quando, por razões climatológicas, como a incidência de frentes frias (ver Cap. 13, Módulo II) há uma turbulência no sistema que destrói a estratificação vertical, a água anóxica proveniente das camadas do fundo do reservatório, pode causar mortalidade em massa de peixes aumentando a toxicidade do sistema.

Com a construção de grandes reservatórios na África e outros países tropicais, verificou-se uma grande disseminação de doenças hidricamente transmissíveis capazes de infectar seres humanos e animais. Por exemplo, na região da barragem de Alto Volta, a infestação de esquistossomose aumentou de 3%, anterior à construção do reservatório, para 70%, após sua implementação. Os agentes transmissores dessas doenças incluem diversas espécies de vermes aquáticos, moluscos e crustáceos. As mais perigosas e difundidas doenças hidricamente transmissíveis incluem: protozoários parasitas – *Plasmodia*, *Giardia*, *Entamoeba*, *Cryptosporidium*, *Naeglaeria*; e vermes (lombriga). As doenças hidricamente transmissíveis não estão confinadas aos trópicos; alguns reservatórios dos EUA foram contaminados por *Giardia* e 23.000 pessoas foram infectadas ao longo de 84 diferentes surtos. Esses patógenos são transportados por animais selvagens (castores, coiotes, etc) e também pelo gado. Na

Índia, aumentaram os casos de malária de 16% para 25% após a construção do reservatório de Srinagarind.

A saúde pública e doenças transmissíveis pela água podem afetar seres humanos e animais.

A presença de metais pesados nos sedimentos e na água de reservatórios, além de aumentar a toxicidade e os custos do tratamento (para reservatórios de abastecimento público) pode provocar inúmeros processos de biomagnificação no fígado e na gordura. Demonstrou-se que tilápias da Billings apresentavam acúmulo de pesticidas e matéria orgânica tóxica no fígado em função do aumento da toxicidade da qualidade das águas da represa (ROCHA & SILVA *et al.*, 2004).

A diversificação dos impactos tem múltiplas consequências nos usos dos reservatórios:

- Afeta a navegação nas hidrovias devido ao crescimento em massa de macrófitas aquáticas que interferem em rotas comerciais e turísticas de barcos;
- Afeta a geração de hidreletricidade; em alguns casos paralisação completa de turbinas e perdas de geração de energia acumuladas devido ao crescimento de macrófitas aquáticas (mais frequentemente de *Eichlorniacrassipes* – aguapé).
- Aumenta de custos de tratamento em reservatórios de abastecimento público, devido à necessidade de produzir água potável de boa qualidade, sem impacto para a saúde humana. Os custos do tratamento podem aumentar em até 100%.
- Inibe a recreação e turismo devido à depelação da qualidade da água e impede o contato primário das pessoas com a água devido ao aumento da probabilidade de doenças de veiculação hídrica infectarem a saúde.
- Em reservatórios excessivamente eutrofizados, degrada-se o preço das residências e da infraestrutura utilizada para o turismo e recreação. Esta degradação pode chegar a mais de 50% do valor invertido na construção.
- Reduz-se a biodiversidade. Reservatórios excessivamente eutrofizados e tóxicos sofrem redução da biodiversidade, afetando sobretudo a pesca, e a agricultura.
- Reduz o volume de água. Reservatórios com excesso de sedimentação devido à contribuição de bacias hidrográficas tem seu volume reduzido, diminuindo os usos de água para diversas finalidades.
- Aumenta a corrosão de estruturas, principalmente em reservatórios eutróficos com lipolímnioanóxico, afetando as turbinas de geração de hidroeletricidade.
- Reduz a transparência da água pelo excesso de material e suspensão, com efeitos na produtividade primária do fitoplanctôn e nas redes alimentares do reservatório. Peixes predadores visuais perdem a capacidade de predação devido à diminuição da transparência da água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

Todos os impactos produzidos nos reservatórios têm consequências econômicas importantes, pois alteram e modificam os usos múltiplos e a própria economia regional que muitas vezes se desenvolve durante e depois da construção dos ecossistemas artificiais.

Além destas consequências, deve-se considerar os efeitos dos impactos no gerenciamento do reservatório, o que inclui os custos da recuperação destes ecossistemas.

Os trabalhos desenvolvidos por (ZALEWSKI, 2010, 2014a, 2014b), demonstram como a aplicação do conceito de Ecohydrologia e Biotecnologia pode resultar em expressivo controle e regulação de bacia hidrográfica, reduzindo as cargas e protegendo os sistemas hídricos como os reservatórios.

Outro uso múltiplo que é comprometido pela contaminação orgânica e deterioração da qualidade da água refere-se ao abastecimento público de água potável. Em alguns casos a

água encontra-se extremamente contaminada por vírus, bactéria, matéria orgânica dissolvida, substâncias tóxicas que o custo do tratamento para torná-la potável inviabiliza o processo (JØRGENSEN *et al.*, 2005).

Tundisi & Matsumura-Tundisi (2010) demonstraram que o custo do tratamento de água deteriorada, pode se elevar a até 300% se comparado com águas de qualidade boa ou até razoável. Como descrito dos capítulos anteriores, o conjunto de impactos tem múltiplos efeitos cumulativos, econômicos e sociais comprometendo os usos múltiplos dos reservatórios e degradando o ambiente da bacia hidrográfica, em muitos casos de forma irreversível ou quase irreversível dependendo da magnitude e complexidade destes impactos.

A recuperação dos reservatórios após a ocorrência de impactos de diferentes fontes pontuais e difusas é também uma questão econômica de grande importância. Investimentos em controle de eutrofização, re-vegetação de áreas de proteção permanente em tributários de reservatórios, fiscalização mais efetiva do uso de iscas para pesca (com elevada concentração de fósforo) foram algumas das medidas emergenciais formadas na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) para conter a progressão da eutrofização (TUNDISI, 2017).

Os custos desta recuperação são elevados, atingindo para grandes reservatórios milhões de reais em diferentes investimentos em infraestrutura, tratamento de águas, controle da poluição, geoprocessamento e fiscalização. Medidas não estruturais como educação da população, capacitação de gerentes devem ser consideradas como parte importante do contexto (JØRGENSEN *et al.*, 2000, 2013). Em conclusão:

Os reservatórios que sofrem os mais diversos impactos registram estes com várias alterações: Qualidade da água modifica-se e pode sofrer deterioração, pelo influxo de substâncias e elementos tóxicos, como pesticidas e herbicidas, metais pesados, crescimento de espécies indesejáveis como cianobactérias tóxicas, macrófitas aquáticas em grande extensão das represas ;sedimentação pode diminuir o volume do reservatório. Material em suspensão aumenta a turbidez e prejudica a produção de matéria orgânica e a alimentação de peixes que predam visualmente. Os impactos podem interferir na navegação em represas, na biodiversidade, na geração de energia, em atividades de recreação, pesca e aquicultura. Estes impactos afetam atividades econômicas, emprego, renda e as comunidades que vivem próximas aos reservatórios e deles dependem para sua sobrevivência e estilo de vida. Reservatórios contaminados por substâncias tóxicas ou eutrofizados podem gerar problemas de saúde pública seja pelo uso de água para o abastecimento doméstico seja para o consumo de peixes contaminados por metais pesados ou outras substâncias tóxicas.

Capítulo 7

Introdução de Espécies Exóticas

A introdução de espécies exóticas em reservatórios tem se acentuado nas últimas décadas devido ao aumento das atividades de agricultura e iniciativas para aumentar a pesca comercial e esportiva em represas. Cultivo de espécies introduzidas de peixes como as várias espécies de *Tilápia sp* e a introdução de peixes de outras bacias do Brasil, tem produzido profundas alterações na rede alimentar dos reservatórios. Por exemplo, nos reservatórios do médio Tietê, a introdução de espécie que habita a zona pelágica, introduziu uma exploração desta zona, a qual, devido à construção dos reservatórios tinha pouco uso pelas espécies existentes. Da mesma forma a introdução da *Cichla occelaris* (Tucunaré) em muitos reservatórios do Sudeste do Brasil, acidental ou proposital também provocou alterações profundas na rede alimentar. As espécies do gênero *Cichla sp*, são predadores de grande eficiência e em alguns casos removem rapidamente espécies nativas adaptadas a reservatórios como os do gênero *Astyanax sp* (lambari).

Além da introdução de espécies de peixes, a introdução de outras espécies de organismos aquáticos tem provocado grandes alterações no funcionamento e nas interações entre os componentes da rede alimentar. O caso mais expressivo e relatado em muitos trabalhos é o do *Limnoperna fortunei*, bivalvo altamente adaptável e que tem povoado muitos reservatórios do Sudeste ;causou prejuízos inclusive no abastecimento de água de Municípios, uma vez que canalizações são entupidas por estes organismos (PARESCHI *et al.*, 2008), (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008a).

Rocha *et al.*, (2005) descrevem os inúmeros problemas e a complexidade gerada pela introdução de espécies exóticas em águas interiores do Brasil. Esses problemas estão diretamente relacionados com a proteção da biodiversidade, e efeitos nas redes tróficas e no funcionamento de rios, lagos e represas. A introdução de espécies exóticas em reservatórios resultou em um grande problema ecológico, social e ambiental uma vez que deslocou espécies nativas já afetadas pela construção dos reservatórios, e promoveu outras espécies predadoras que alteraram profundamente o ecossistema. A complexidade deste processo foi também descrita por Agostinho *et al.*, 2005, contribuindo para dificultar o gerenciamento das represas. As experiências resultantes com a introdução do Tucunaré (*Cichla occelaris*) nas represas do Sudeste do Brasil, mostraram que esta espécie, alóctone oriunda da Amazônia como o tucunaré e a corvina são tão ou mais agressivas que as exóticas. Tilápias, carpas, blackbass, truta arco íris foram espécies introduzidas, especialmente em estações de piscicultura próximas aos reservatórios. Destruição de habitats e poluição são concomitantes com a introdução de espécies exóticas; além disto, espécies de moluscos, macrófitas aquáticas, além dos peixes, foram introduzidas acidentalmente ou propositalmente.

De acordo com um levantamento em 70 reservatórios das bacias do Rio São Francisco, rio Paraná e bacias do leste e sul, quase 90% destes reservatórios apresentaram pelo

menos uma espécie introduzida; carpas, tilápias, bage africano, tambaqui, tucunaré, corvina, (AGOSTINHO *et al.*, 2005). A presença destas espécies exóticas alterou a estrutura das comunidades biológicas das represas e sistemas sociais de produção pesqueira. A Tabela 44 apresenta as espécies de peixes exóticas introduzidas no Brasil e o ano da introdução.

Tabela 44 – Espécies de peixes exóticas de água doce introduzidas no Brasil (WELCOMME, 1988).

Espécie	Nome popular	Origem	Ano de Introdução
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Asia	1898
<i>Micropterus salmoides</i>	Blackbass	América do Norte	1909-1911
<i>Salmo gairdneri</i>	Truta	EUA, Canadá e México	1913
<i>Carassius auratus</i>	Peixe-dourado	Japão	1920
<i>Lepomis cyanellus</i>	Bluegill	Leste e Centro dos EUA	1930
<i>Odontesthes bonariensis</i>	Peixe-rei	Argentina	1945
<i>Tilapia rendalii</i>	Tilápia	África	1952
<i>Salmo solar</i>	Salmão de água doce	EUA, Canadá e Europa	1957
<i>Oreochromis mossambicus</i>	Tilápia	Africa	1960
<i>Oreochromis aureus</i>	Tilápia	Africa	1965
<i>Ctenopharyngo donidella</i>	Carpa capim	Asia	1968
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Carpa-prateada	Asia	1968
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia	Africa	1971
<i>Oreochromis bornorum</i>	Tilápia	Africa	1971
<i>Ictalurus punctatus</i>	Bagre-do-canal	Leste e Centro dos EUA	1971
<i>Aristichthys mobilis</i>	Carpa-cabeça-grande	Asia	1979
<i>Clariasgar iepinus</i>	Bagre-africano	Africa	1990
<i>Onchorhynchus mikss</i>	Truta	EUA	***
<i>Bettasplendens</i> sp	Beta(peixe de briga)	Asia	***
<i>Salmo trideus</i>	Truta	EUA, Canadá e Europa	***
Hibrido	Tilápia "San Peter"	Hibrida de espécies asiáticas	***
<i>Xiphophorus hellerii</i>	Plati	Asia	***
<i>Xiphophorus maculatus</i>	Plati	Asia	***

*** Informações desconhecidas. Fonte: Smith *et al.*, 2005.

As atividades e objetivos da introdução, segundo Welcomme (1979) estão relacionadas como categorias em aquicultura, pesca esportiva e comercial. Novas opções à pesca são alternativas utilizadas para a introdução de espécies exóticas.

As introduções têm consequências sobre a fauna nativa causando declínio destas espécies (ROSS, 1991). Incluem competição por alimento, e espaço, predação de espécies nativas e introdução de patógenos e invasão de áreas de alto endemismo (SMITH *et al.*, 2005).

A gestão das invasões de espécies exóticas está diretamente relacionada a Lei de Conservação da Biodiversidade e às leis dos crimes ambientais. No entanto, ainda falta um sistema regulador mais efetivo sobre o problema. Para novos reservatórios a legislação deve ser mais efetiva e o monitoramento permanente da fauna íctica pode coibir as invasões. O

repopoamento de represas com fauna nativa é fundamental. Em estudos realizados na planície de inundação do Alto Rio Paraná, Agostinho *et al.* (2013), demonstraram que com a construção da Represa de Porto Primavera, ocorreu o surgimento de varias espécies não nativas no trecho remanescente da planície de inundação do Rio Paraná. Macrófitas aquáticas como *Hydrilla verticillata*, os bivalves *Corbicula fluminae* e *Limnoperna fortunei*, e os peixes *Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*. (A macrofita aquática é nativa da Austrália, os moluscos são nativos na Ásia. Os tucunarés tem origem na Bacia do Rio Tocantins (Tucunaré). A rápida expansão destas espécies exóticas produz inúmeras alterações ecológicas econômicas e interfere com as redes tróficas. No caso do bivalve *Limnoperna fortunei* há impactos econômicos severos devido ao entupimento de canalizações

Há ainda um outro problema que deve ser considerado e é uma preocupação atual de ecólogos e limnólogos: com a progressão e os impactos das mudanças globais associados à eutrofização há possibilidade de expressivo aumento de expansão geográfica de espécies exóticas; isto se deve ao aumento da temperatura, aquecimento térmico, alterações nos ciclos de nutrientes, aumentos e alterações na concentração iônica e na condutividade.

Módulo IV

**Gerenciamento,
Monitoramento e
Modelagem Matemática,
de Bacias Hidrográficas
e de Reservatórios**

Capítulo 1

Princípios Básicos do Gerenciamento

Inicialmente deve-se colocar como básico para o gerente de reservatórios, utilizar um software que lhe permita uma ação rápida e efetiva na resolução dos problemas do gerenciamento. O uso de um arcabouço geral para o gerenciamento é fundamental mas deve-se sempre considerar que cada reservatório tem suas peculiaridades e o gerenciamento deve ser adaptado a estas. A utilização de modelos preditivos levando-se em conta as características de cada represa é também importante. A outra concepção básica é que o gerenciamento, além de ser preditivo, deve otimizar todos os usos múltiplos. A prioridade para um único uso atualmente não é aceita integralmente por tomadores de decisão e cientistas, e esta mudança na gestão ambiental foi amplamente discutida e vem sendo adotada após a publicação do Millenium Ecosystem Assessment (2003). Para um gerenciamento preditivo e integrado, é necessário um grande conjunto de informações armazenados em um banco de dados, observações e análises frequentes com monitoramento intensivo das funções de força e das condições físicas, químicas e biológicas do reservatório nos eixos espaciais e temporais.

O gerenciamento de bacias hidrográficas e reservatórios têm por finalidade conservar, proteger e manter sem grandes alterações na sua estrutura e função as bacias hidrográficas e os reservatórios nelas existentes. Além desta finalidade a segunda, também importante, consiste em recuperar bacias hidrográficas degradadas pelos impactos das ações humanas e ao mesmo tempo recuperar reservatórios.

Uma das primeiras abordagens ao gerenciamento é evidentemente a determinação do diagnóstico, ou seja, do estado em que se encontram as bacias hidrográficas e reservatórios. O diagnóstico inclui avaliação total das condições da bacia hidrográfica e uma série de impactos e problemas que podem ocorrer e que vão delinear as principais tecnologias a empregar na bacia hidrográfica e nos reservatórios. Deve-se insistir na gestão das bacias hidrográficas porque os reservatórios não são ecossistemas isolados, mas seu funcionamento, os impactos existentes e o nível de degradação que ocorrem dependem das interações com as bacias hidrográficas.

Levando-se em conta que os problemas da qualidade da água, e da deterioração dos reservatórios é devido em grande parte às atividades humanas desenvolvidas na bacia hidrográfica, há um número de questões simples e complexas que todo o gerente deve fazer ao iniciar o diagnóstico.

- Qual o tamanho e a área das bacias hidrográficas, e qual a relação entre ambas?
- Qual a rede hidrológica existente nas bacias hidrográficas?
- Quais os principais focos de poluição existentes nas bacias hidrográficas?

- Como se organiza o mosaico existente nas bacias hidrográficas? Várzeas, florestas de diversos tipos, vegetação, agricultura, indústria e assentamentos humanos. Qual a relação de áreas entre esses diversos componentes?
- Quais os tipos e declividades dos solos componentes das bacias hidrográficas, incluindo-se considerações sobre erosão e seus efeitos na composição das águas?
- Quais os tipos predominantes de uso do solo?
- Quais as consequências desses tipos de uso? Considerar a erosão, transporte de material em suspensão, transporte de poluentes e contaminação das águas subterrâneas.
- Quais as possíveis consequências do desflorestamento para os rios e para o reservatório.
- Quais as entradas de nutrientes (N, P) no reservatório?
- Qual o tempo de retenção do reservatório?
- Qual a composição dos sedimentos do reservatório e as concentrações de N e P nos mesmos?
- Há contaminantes nos sedimentos? Em caso afirmativo, quais suas concentrações?
- Qual a taxa de aplicação de herbicidas e pesticidas nas áreas de bacias hidrográficas?
- Qual o tipo de uso que o público faz do reservatório e das bacias hidrográficas? Incluir considerações sobre pesca, recreação, irrigação, transporte, geração de energia elétrica, abastecimento de água potável, agricultura existente nas bacias hidrográficas e tipos de cultura.
- Quais os valores econômicos das bacias hidrográficas relacionados à produção, recreação ou qualquer outro tipo?
- Como ocorreu o desenvolvimento histórico? Considerar o número atual de habitantes nas bacias e suas projeções para o futuro.
- Quais os dados disponíveis? Considerar mapas, dados sobre qualidade da água, dados climatológicos, sensoriamento remoto, problemas de saúde pública relacionadas ao abastecimento de água, dados demográficos.
- Qual o estado da cobertura vegetal? Incluir considerações sobre a vegetação natural e os cultivos existentes nas bacias hidrográficas.
- Qual o estado das várzeas e florestas das bacias hidrográficas? Elas necessitam de recuperação ou proteção?
- Qual a taxa de sedimentação do reservatório?
- Que legislação regula as bacias hidrográficas, os usos de água e as políticas de gerenciamento?
- Quais os principais fatores impactantes existentes? Considerar indústrias (tipo, produção, resíduos), mineração (tipo, produção, conservação), agricultura e outras.
- Analisar a posição e a distância dos focos de poluição em relação aos rios, várzeas e reservatório.

Fonte: Jørgensen *et al.*, 2005; Straskraba & Tundisi, 2009, 2013.

A visão sistêmica, da bacia hidrográfica e do reservatório, é fundamental. As atividades de gestão são geralmente aplicáveis à interação bacia hidrográfica/reservatório. A visão sistêmica compreende o conhecimento de que há um conjunto de processos, mecanismos, funções e estruturas inter-relacionadas e interdependentes, e, conseqüentemente estas relações e abordagens devem ser fortemente consideradas na implantação do gerenciamento.

Atividades:

- Introduzir tecnologias simples, métodos não agressores ao meio ambiente, tais como ecotecnologia e engenharia ecológica.
- Empregar abordagens de gerenciamento integrado. Integrar gerentes com engenheiros, cientistas e a comunidade local.
- Envidar maiores esforços no sentido de evitar a poluição e a deterioração das águas do que para purificação ou outros métodos corretivos. Focar em “tecnologias limpas” e prevenção de poluição em vez de na dispendiosa extração de matéria diluída, através da purificação. Trocar os métodos de “ao final da tubulação” por “no início da tubulação”.
- Implementar programas para reciclagem de materiais, visando a redução da poluição das águas.
- Apoiar redução no uso e medidas conservacionistas de água.
- Avaliar diversas possibilidades de gerenciamento, inclusive abordagens inovadoras, no sentido de determinar a escolha com maiores perspectivas. Os objetivos devem contemplar horizontes de longo prazo e recursos hídricos qualitativamente sustentáveis.
- Dar maior atenção aos métodos de mitigação da poluição difusa.
- Aumentar o emprego para o monitoramento intensivo das “alterações globais”, sob a ótica hidrológica, química e biológica. Sistemas confiáveis e baratos de monitoramento devem ser fabricados e instalados.
- Apoiar o gerenciamento descentralizado atuando em conjunto com ações centralizadas de gerenciamento.
- Avaliar os processos ecológicos de componentes como várzeas e florestas sob a ótica econômica.
- Preservar a biodiversidade terrestre e aquática das bacias hidrográficas mediante a proteção e recuperação de florestas e da heterogeneidade da paisagem, mantendo o mosaico dos habitats, incluindo-se refúgios e corredores para a migração animal. Proteger as águas de montante e jusante.
- Treinar os gerentes e técnicos em métodos e abordagens inovadoras de gerenciamento.
- Fomentar a educação ambiental na região.
- Demonstrar aos gerentes industriais e membros da comunidade quais as consequências que suas decisões e/ou atividades tem sobre a disponibilidade quantitativa e qualitativa de água.
- Estas atividades visam garantir:
 - Um desenvolvimento controlado capaz de garantir a manutenção, a longo prazo, dos recursos hídricos e minimizar os efeitos adversos sobre esse ou outros recursos;
 - Que não se esgotem opções para um desenvolvimento futuro;
 - Que a eficiência no uso da água ou de outros recursos seja o elemento-chave da estratégia de seleção.

Fonte: Jørgensen *et al.*, 2005; Straskraba & Tundisi, 2013; Tundisi *et al.*, 2018.

A rigor e para ser efetivo o gerenciamento de bacias hidrográficas e reservatórios deve propiciar aos gerentes oportunidades efetivas de realização do controle, recuperação prevenção e capacidade preditiva como já foi acentuado. Ou seja o gerenciamento com esta visão sistêmica dá aos gerentes condições adequadas de diagnostico, avaliação e intervenção (METCALFE *et al.* 2020).

O gerenciamento de reservatórios é complexo, pois deve atuar na bacia hidrográfica para reduzir e controlar os impactos e as fontes de poluição difusa e pontual. Deve atuar no reservatório para reduzir e controlar os efeitos da degradação do corpo de água que muitas vezes decorre da ação no reservatório ou do acúmulo de nutrientes e toxicidade que mobilizam uma carga interna que em muitos casos é superior às cargas das bacias hidrográficas (STRASKRABA & TUNDISI, 2009). As diferentes tecnologias e procedimentos para o gerenciamento são apresentados neste Módulo IV.

Neste capítulo deve-se comentar que para efetuar alterações e promover a reconstituição e revitalização do reservatório é necessário um conjunto muito avançados de tecnologias que vão desde a recomposição das matas ciliares e a construção de pré-represas nos reservatórios, até sistema de remoção de sedimentos e aeração que poderão revitalizar as colunas de água e promover melhores padrões de qualidade (TUNDISI, 2006). Para as bacias hidrográficas, Tundisi & Matsumura-Tundisi (2020) recomendam a utilização de conceitos propostas de ecohidrologia que é a combinação de técnicas de engenharia com o “software” da natureza a interação entre hidrologia e ecologia possibilitando maior controle e gerenciamento efetivo da carga que atinge os reservatórios. Este tipo de gerenciamento foi adotado com sucesso na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) em Itirapina (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a).

Capítulo 2

O Gerenciamento das Bacias Hidrográficas

O gerenciamento pode ser preventivo ou corretivo. Métodos preventivos que podem ser direcionados para a criação de condições que minimizem a poluição são preferíveis, devido a custo mais baixo. Métodos preventivos dependem, em grande parte da implantação de infraestrutura, por exemplo, na redução da poluição pontual. Métodos que aplicam tecnologias integrando o “hardware” produzido pela engenharia com o “software” da natureza-ecotecnologias e ecoidrologia são, atualmente muito utilizados aumentando a eficiência da gestão e diminuindo custos (JØRGENSEN *et al.*, 2005, JØRGENSEN, TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2013a). A Tabela 45 apresenta os diferentes métodos, para gestão e controle das bacias hidrográficas; e a Figura 66 mostra as principais tecnologias para o gerenciamento. As diferentes abordagens ao serem integradas possibilitam uma otimização da gestão e uma solução de problemas mais consistente.

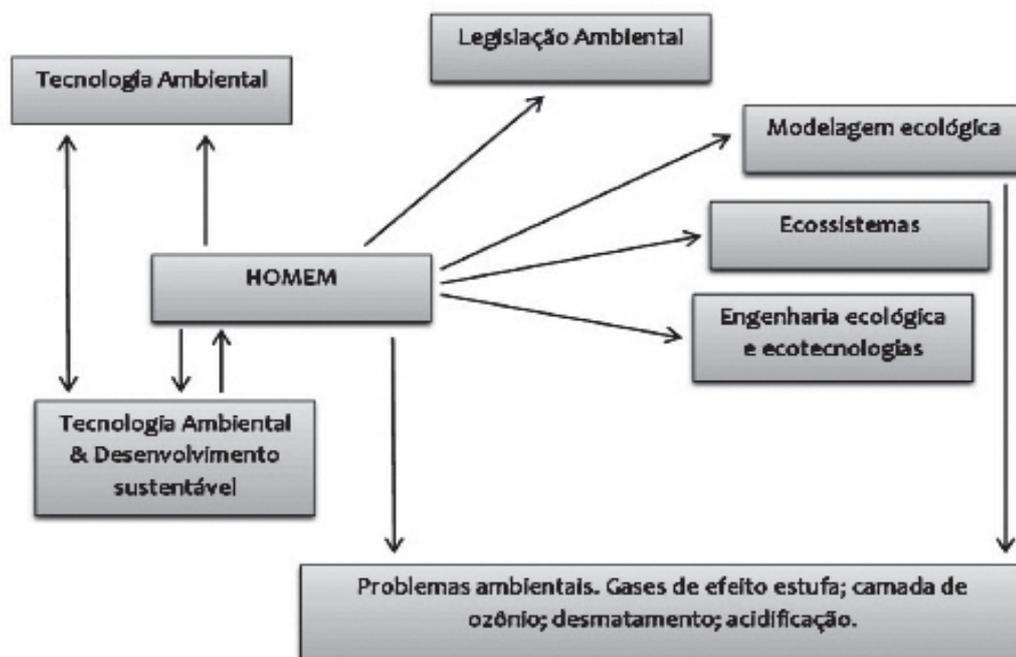


Figura 66 – Diagrama conceitual das interações entre componentes tecnológicos utilizados para a gestão integrada de bacias hidrográficas. Fonte: Jørgensen & Nielsen, 2012.

Jørgensen (2016) apresentou uma conceituação avançada do processo de evolução do conhecimento básico, limnológico e ecológico para o gerenciamento ambiental, passando por todo o conjunto de varias áreas de Ciência e Engenharia. Figura 67.

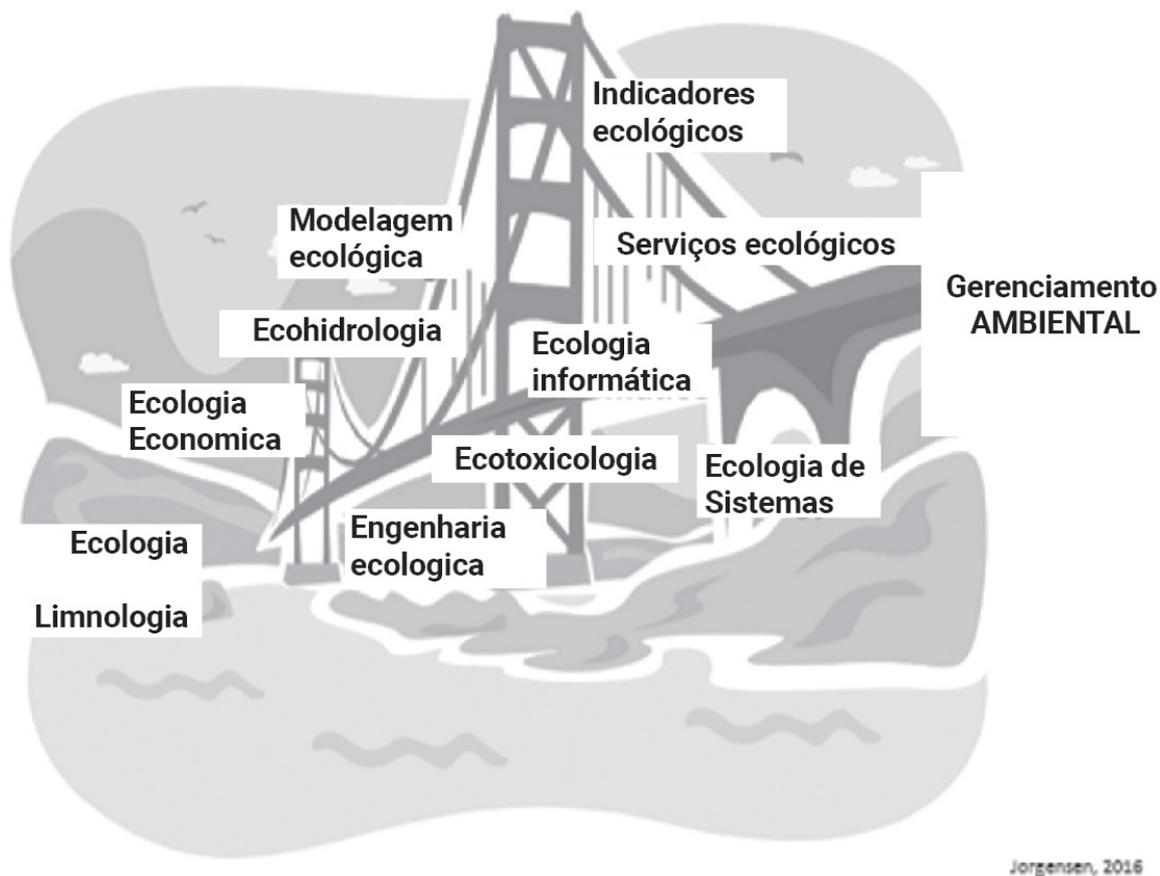


Figura 67 – Conceito desenvolvido por Jørgensen (2016) sobre a progressão do conhecimento científico em Ecologia e Limnologia até o Gerenciamento Ambiental.

Tabela 45 – Métodos ecotecnológicos aplicados ao gerenciamento de bacias hidrográficas.

Problema a ser resolvido	Métodos
Poluição orgânica	* Produção limpa * Dimensão de efluentes * Plantas de purificação * Áreas alagadas
Excesso de nutrientes e eutrofização	* Diversão de esgotos * Plantas de tratamento * Práticas agrícolas progressivas * Proteção das zonas ripárias * Proteção das margens * Áreas naturais de proteção; áreas alagadas construídas * Pré reservatórios * Redução de concentração de fósforo nos tributários
Eutrofização e depleção de oxigênio nos rios	* Restauração de rios * Re-oxigenação
Acúmulo de matéria em suspensão nas represas. Colmatação dos reservatórios	* Controle de erosão * Reabilitação das margens * Reflorestamento
Contaminação de metais pesados	* Redução de efluentes poluídos * Áreas alagadas
Acidificação	* Uso de agentes de basificação ("liming") * Adição de matéria orgânica

Fonte: Jørgensen et al., 2005; Straskraba & Tundisi, 2013.

Problema a ser resolvido	Métodos
Salinização	* Práticas avançadas de irrigação * Diminuição de aplicação de fertilizantes * Diminuição de aplicação de sal nas rodovias (em regiões temperadas)
Diminuição da biodiversidade	* Controle da introdução de espécies exóticas * Re-introdução de espécies nativas * Manutenção de áreas alagadas como áreas de reprodução * Manutenção de áreas de preservação para espécies nativas

Fonte: Jørgensen *et al.*, 2005; Straskraba & Tundisi, 2013.

Os custos de cada uma destas ações devem ser calculados e considerados, no conjunto.

Capítulo 3

As Principais Fontes de Poluição e Contaminação, os Problemas Gerados e sua Solução

Poluição Difusa

Este é um dos problemas mais complexos para resolver quando se controla e se procura recuperar bacias hidrográficas. As fontes principais difusas são resultantes de atividades agrícolas e áreas florestadas. Fertilizantes com concentrações mais elevadas de nitrogênio e fósforo, e substâncias químicas de proteção pós-colheita (e os metais que contém) são as principais substâncias poluentes (Nogueira *et al.* 2021.) Poluição do ar contribui para a poluição difusa, pois atinge por deposição seca ou úmida, solos, rios e represas. Os métodos mais comuns para tratar a poluição difusa são:

- Métodos associados com o cultivo de grãos.
- Métodos direcionados para a exploração florestal.
- Métodos visando ao controle de pesticidas e herbicidas.
- Métodos para redução da quantidade de poluentes difusos que atingem águas superficiais e subterrâneas.

Dependendo do tipo de cultivo e do tipo de tratamento do solo há diferentes pontos de poluição difusa. O grau de poluição depende do tipo de cultura; do tipo de solo; da erosão do solo; e dos métodos de aplicação dos fertilizantes.

A determinação das fontes de poluição difusa tem complexas metodologias e técnicas. Avaliação a partir de modelos de contribuição dos solos cultivados, solos florestados solos em áreas urbanas tem sido realizada.

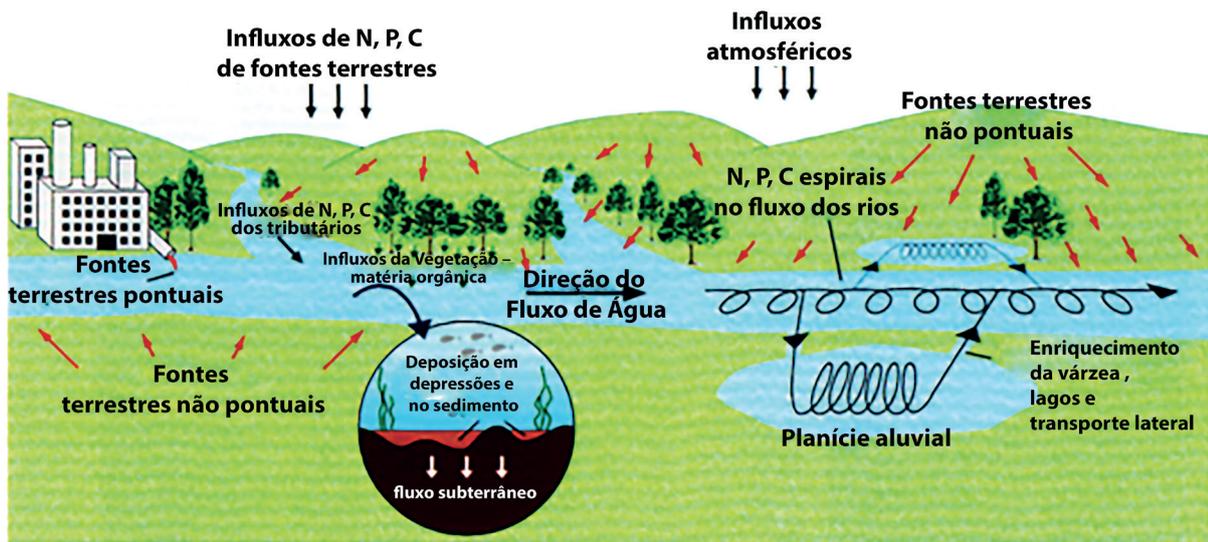


Figura 68 – Fontes de poluição difusa em bacias hidrográficas. Fonte: Jørgensen, Tundisi, Matsumura-Tundisi, 2013 (Original Degani & Tundisi).

Controle da Erosão

Associados ao controle de poluição difusa, o tipo de erosão do solo e seu controle são fundamentais. Erosão do solo diminui o volume de rios e reservatórios, e lagos. A carga de poluentes pode aumentar com a erosão do solo devido às partículas de solo que carregam bactérias, metais, herbicidas e pesticidas, adsorvidas. Vegetação densa e permanente é a principal fonte de contenção de erosão e poluição difusa nas bacias hidrográficas. Florestas ripárias, protegem rios e riachos; uma zona de intensa vegetação em reservatórios foi apontada como fundamental por Tundisi J.E.M. (2003) no projeto de proteção de represa Luiz Eduardo Magalhães no Rio Tocantins.

Métodos Principais de Controle das Poluições Difusas Oriundas da Agricultura

- Redução do sistema de aração e plantio direto.
- Proteção das culturas com fimbrias de vegetação nativa.
- Organização de terraços e curvas de nível para retenção de erosão e poluição.
- Gerenciamento de aplicação de fertilizantes (quantidade, período, proteção das culturas com florestas nativas).
- Rotação de culturas.
- Manejo de campos de pastagens.
- Gerenciamento de doenças e pestes com controle biológico preferencial à aplicação de pesticidas e herbicidas.
- Para a proteção das bacias hidrográficas, referente à poluição resultante do plantio de florestas nativas ou exóticas recomenda-se:
- Manutenção de zonas ripárias.
- Gerenciamento de herbicidas e pesticidas (redução no uso).

- Manutenção da área florestada permanente com apenas remoção seletiva (para o caso das florestas de extração de madeira).
- Para a redução da contaminação de fertilizantes atingir águas superficiais e águas subterrâneas, deve-se reduzir a aplicação de fertilizantes de nitrogênio a um máximo de $100 \text{ kg} \times \text{h} \times \text{ano}^{-1}$.
- Áreas tampão; florestas ripárias; vegetação marginal adensada em riachos; manutenção de áreas alagadas naturais; construção de áreas alagadas artificiais; desenvolvimento de represas em regiões muito a montante de riachos e tributários, para conter a poluição difusa e proteger os rios e reservatórios a jusante.

Construção de Pré-reservatórios

Pré-reservatórios construídos na montante de bacias hidrográficas, rios, riachos e tributários, são estruturas dedicadas a acelerar a contenção de nutrientes, material em suspensão e poluentes. Estas substâncias, elementos e material podem ser tratados “*in situ*” reduzindo a capacidade de transporte do material poluente para jusante e impedindo sua acumulação nos reservatórios. Esta base construída, que tem material que pode ser removido; uma porção significativa de fósforo dissolvido ou particulado, pode ser precipitada com a adição de ferro adicionado sob forma férrica (Fe^{+++}) usualmente como cloreto férrico. Nesse estado o ferro deverá precipitar-se com o fósforo como FePo_4 , o qual deverá permanecer inerte como complexo de fósforo, ferro, tanto tempo quanto o potencial redox do sedimento permanecer elevado. Se o oxigênio dissolvido estiver sempre disponível então o precipitado fósforo/ferro permanecerá. O uso de carbonato de cálcio e de sais de alumínio para precipitar fósforo nos pré-reservatórios é indicado. Neste caso há alguns outros problemas. Se a água dos riachos contiver muitos ácidos fulvicos ou matéria orgânica dissolvida pode ocorrer dissolução do precipitado com carbono e fósforo pode se solubizar. Quando sulfato de alumínio for adicionado a águas com carbonato, forma-se hidróxido de alumínio, ao qual fósforo é adsorvido e permanece inerte.

Áreas alagadas situadas na porção a montante de rios e riachos podem funcionar como sistemas de retenção de nitrogênio, fósforo e metais. Naturais ou construídas estas áreas, retém nutrientes e metais pesados em suas raízes e biofilmes; retém sedimentos; por denitrificação e por situações anaeróbicas, há formação de metano e a degradação de compostos orgânicos.

Há alguns problemas com o uso de áreas alagadas:

Nutrientes são liberados quando ocorrem altas precipitações.

Como a fixação do nitrogênio é elevada há um aumento da concentração de nitrogênio orgânico na área alagada.

A água liberada das áreas alagadas tem baixa concentração de oxigênio dissolvido, muita matéria orgânica dissolvida e cor.

O sistema Whanback (da República Federal da Alemanha), 1957 consistiu na construção de um pré-reservatório de 500.000 m^3 para reter água e impedi-la de atingir o reservatório principal o Whanback. Este pré-reservatório estava conectado a uma planta de eliminação de fósforo (PEP). A água era bombeada do pré-reservatório para a PEP e tratada com Fe^{+++} para remover o fósforo por precipitação. A água é depois filtrada através de camadas de carvão ativado, hidroantracita e areia quartzoza. A planta pode remover 95% a 99% de fósforo e 99% de bactérias, turbidez e clorofila; remove 77% da demanda química de oxigênio e 58% de carbono orgânico dissolvido. O nível trófico do reservatório principal depois deste tratamento permaneceu oligotrófico (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

A eficiência dos sistemas de pré-reservatório, varia com a região, estacionalidade, e com o tempo de retenção do pré-reservatório. Tempos de retenção entre 5 e 10 dias são eficientes, mantendo a concentração de fósforo entre 5 – 10 µg l⁻¹, reduzindo a biomassa fitoplanctônica; é essencial manter a oxigenação do pré-reservatório, muito alta para manter a precipitação. A tabela 46 resume os principais tratamentos necessários com pré-reservatórios.

A deposição de carbonatos e sulfato de alumínio no pré-reservatório pode produzir efeitos nos organismos aquáticos, e interferir na sobrevivência e comportamento de peixes e macroinvertebrados.

Tabela 46 – Resumo dos principais tratamentos com pré-reservatórios.

Características	Descrição
Objetivos e aplicações	Influxo de nutrientes, matéria orgânica e material em suspensão.
Modo de aplicação	Força deposição no pré-reservatório. Precipita fósforo. Remove nutrientes da água.
Efetividade	Altamente efetivo, dependendo do método escolhido e frequência de manutenção.
Longevidade	Meses a anos.
Problemas negativos	Perda de capacidade de retenção de água pelo reservatório principal. Custos de manutenção podem ser elevados. Áreas alagadas podem liberar matéria orgânica. Alumínio dissolvido pode afetar a biota aquática.
Custos	Dependem da região.
Aplicação a reservatórios	Melhor aplicado a pequenos reservatórios, e seus tributários, principalmente em aqueles destinados à recreação e reserva da água potável para abastecimento.

Fonte: Jørgensen *et al.*, 2005; Straskraba & Tundisi, 2013.

Tratamento de Águas Residuárias de Esgotos e Indústrias

A descarga de águas residuárias de esgotos domésticos sem tratamento nenhum ou com tratamento precário é causa de intensa degradação de rios, reservatórios, lagos e áreas alagadas. É primordial quando se trata de gestão de bacias hidrográficas o tratamento dos esgotos e resíduos de atividades industriais. Entretanto, há metodologias adequadas e disponíveis para este tratamento. As águas de esgotos não tratadas contém nutrientes que produzem eutrofização e também matéria orgânica biodegradável que causa depleção de oxigênio. Há também bactérias e vírus que causam a degradação sanitária de qualidade da água, especialmente quando esta é utilizada para recreação. Há, nos resíduos municipais, também, metais pesados, como chumbo, cádmium, zinco e matéria orgânica refratária, originando-se de indústrias, hospitais e outras aplicações.

Após a escolha do método e tecnologia de tratamento, o desenvolvimento de modelos para promover cenários é indicado:

- Os modelos devem considerar o máximo de poluentes aceitável para o reservatório ou lago, para evitar ou diminuir a eutrofização.
- Os modelos devem indicar o impacto dos poluentes no lago ou reservatório e os níveis de eutrofização e contaminação que estes devem atingir.

Selecionar os vários métodos e sua combinação para obter máxima eficiência e menor custo.

Box 5 – O controle das fontes de fósforo para o gerenciamento da eutrofização.

O fósforo solúvel reativo deve ser reduzido a 10^{-7} molar ou até menos para ser limitante ao crescimento do fitoplâncton.

O objetivo principal é reduzir **ao máximo** a carga externa para diminuir a capacidade de suporte e portanto estabelecer uma limitação ao crescimento da biomassa fitoplanctônica. No controle sobre o impacto das fontes difusas é importante destacar as cargas externas de fósforo dissolvido e fósforo particulado, (este derivado principalmente da contribuição das bacias hidrográficas); fósforo dissolvido é principalmente uma contribuição do tratamento de esgotos.

Agricultura e pecuária intensivas são fontes difusas de fosfato particulado, que se for material em suspensão, muito fino pode se dissolver e se tornar disponível para o fitoplâncton.

A solução de utilizar pré-reservatórios para o controle da carga de fósforo particulado e dissolvido é muito importante e funciona bem como a diluição ou diversão de fontes pontuais.

As tecnologias de controle da carga externa de fósforo são bem difundidas e utilizadas em muitos países.

Entretanto o controle da carga interna é muito mais complexo e de maior custo. As principais frações de fósforo sedimentar, sua capacidade de solubilidade e as condições de disponibilidade são muito variadas e diferem de lago para lago e de reservatório para reservatório. **O retorno do fósforo para a água na forma solúvel pode dar-se por : efeitos de organismos na perturbação do sedimento (“Bioturbation”); desorção, dissolução, trocas por descomplexação, mineralização, hidrólise ,transporte, ou fixação direta do fosforo por algas e bactérias.** Processos mecânicos ou químicos podem acelerar esta liberação do fósforo a partir dos sedimentos. Em muitos reservatórios o fator hidromecânico na liberação do fósforo pode ser preponderante. Nestes casos a concentração de fósforo na água intersticial é muito importante pois a mobilização para a água é muito rápida. Águas rasas (<5m) altamente enriquecidas podem desenvolver cargas internas acima de $50 \text{ mg P.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (REYNOLDS, 1992).

Para completa restauração as partículas e a água intersticial associados com fósforo, devem ser soterradas, diluídas ou o sedimento pode ser removido do reservatório. (COOKE *et al.*, 1993).

A capacidade de gerenciar a qualidade da água e particularmente a gestão e controle do fósforo, depende do conhecimento básico desenvolvido para cada reservatório. As seguintes abordagens e premissas devem ser consideradas;

- 1) Fósforo não é um poluente mas é um elemento escasso cujo aumento quantitativo, em lagos e reservatórios, é consequência das descargas produzidas pelas atividades humanas.
- 2) Este elemento, suprido em abundância, promove o crescimento do fitoplâncton em condições de alta concentração estimulando florescimentos que podem ser tóxicos à biota aquática e aos seres humanos.
- 3) A biomassa responde rapidamente e proporcionalmente ao aumento ou diminuição da carga de fósforo.
- 4) A redução das cargas externas e internas de fósforo, tem como resultado quase imediato a redução na abundância e composição de espécies (HARRIS, 1986).

Capítulo 4

Métodos de Gerenciamento e Tecnologias Aplicadas aos Reservatórios

Princípios Teóricos e sua Utilização no Gerenciamento de Reservatórios

- Efeitos de baixo para cima. Fatores químicos que determinam
- produção biológica;
- Efeitos de cima para baixo. Biomanipulação;
- Conceito de fator limitante. Redução da eutrofização;
- Interações de sub-sistemas. Interação bacias hidrográficas – represas
- Retroalimentação negativa. Relações fitoplâncton – nutrientes;
- Conectividade: Montante/Jusante;
- Sucessão e envelhecimento dos reservatórios;
- Resposta do ecossistema a influências antropogênicas. Adaptabilidade/auto-organização;
- Heterogeneidade espacial. Proteção das cabeceiras e margens;
- Diversidade biológica. Reflorestamento gestão dos ecotones;
- Competição. Controlar e reduzir exóticas;
- Teoria dos pulsos. Regulação da descarga;
- Tempo de Retenção;
- Colonização/Exploração do ambiente pelágico .

(Original TUNDISI, 2021).

As abordagens utilizadas para o gerenciamento dos reservatórios incluem métodos e mecanismos, químicos e biológicos. Campagnoli & Costa Diniz (2012) publicaram um importante volume que trata da gestão de reservatórios de hidroelétricas com uma contribuição de vários especialistas.

Nestes casos a combinação de métodos também é básica , pois otimiza e acelera a obtenção de resultados para a obtenção da qualidade da água em excelentes ou boas condições no reservatório e a jusante (CHAPRON & RECKHOW, 1983). Há muitas técnicas próprias para

melhorar a qualidade da água de um reservatório. Elas são discutidas com detalhes neste capítulo. A combinação de métodos de engenharia, e métodos biológicos, químicos e físicos e a introdução de técnicas de ECOHIDROLOGIA na gestão dos reservatórios é fundamental como avanço metodológico e conceitual. A Tabela 47 resume as metodologias utilizadas para gerenciar a qualidade das águas de reservatórios.

Tabela 47 – Técnicas de gerenciamento para melhorar a qualidade da água em um reservatório.

Medida	Meio	Referência
Mistura artificial e oxigenação	1. Desestratificação 2. Aeração hipolimnética; 3. Mistura epilimnética; 4. Mistura metalimnética; 5. Aeração de camadas; 6. Cone de Speece; 7. Mistura por hélices.	Symons <i>et al.</i> , 1967 Bernhardt 1967 Straskraba, 1986 Stefan <i>et al.</i> , 1987 Kortman <i>et al.</i> , 1994 Speece <i>et al.</i> , 1982 Fay, 1994
Remoção de sedimentos Aeração de sedimentos Cobertura dos sedimentos	Dragagem dos sedimentos Injeção nos sedimentos Cobertura dos sedimentos com matéria inorgânica	Bjork, 1994 Ripl, 1976 Peterson, 1982
Inativação do fósforo	Precipitação química	Cooke & Kennedy, 1988
Biomanipulação (gerenciamento dos peixes)	Controle de zooplâncton – redução do fitoplâncton	Gulati <i>et al.</i> , 1990
Controle hidráulico	1. Retirada seletiva de água; 2. Sifonagem do hipolimnion; 3. Cortinas	Straskraba, 1986 Olszewski, 1967
Algicidas	1. Envenenamento por cobre; 2. Outros algicidas.	Jørgensen, 1980
Redução da luminosidade	Sombreamento, cobertura, suspensões, cores	
Controle de macrófitas	1. Colheita; 2. Peixes que se alimentam com fitoplâncton;	

Fonte: Straskraba 1993, 1995; Straskraba & Tundisi, 1999, 2013; Jørgensen *et al.*, 2005.

Mistura e Oxigenação

O objetivo dos processos de mistura artificial é a oxigenação tanto do hipolimnion anóxico como da totalidade do corpo hídrico e/ou a inibição do crescimento de fitoplâncton. Há quatro tipos básicos de mistura: **a desestratificação por meio da mistura completa da coluna da água, a reação do hipolimnion, a mistura epilimnética e a aeração de camadas.**

Um dos principais objetivos do controle da estratificação térmica em reservatórios é a eliminação de problemas químicos, associados com a estratificação, além de alterar a estrutura térmica das massas de água. A desestratificação completa pode assegurar um aumento substancial do oxigênio dissolvido na água, mantendo concentrações e saturação suficientes para manter uma microzona e um biofilme oxidado no sedimento. Isto prevê a troca de substâncias tóxicas ou fósforo com a água e sedimento; protege também a biota aquática do sedimento com oxigenação adequada. Sedimentos aeróbicos podem ser fundamentais para controlar a

denitrificação embora alguma perda de nitrato pode ocorrer por nitrificação, especialmente se os sedimentos forem ricos em material carbonáceo.

A aeração do hipolímnio com a finalidade de romper o perfil térmico é outra técnica adequada que permite re-oxigenação de toda a coluna de água do reservatório (ESTABA *et al.*, 2006).

Desestratificação – Circulação Artificial

Circulação para diminuir o pH, causando transformação A desestratificação pode ser feita por meio de injeções de ar comprimido nas águas ou por meio de difusores colocados no fundo do reservatório Buscam-se simultaneamente três objetivos:

- Desestratificação para prevenir que algas permaneçam nas camadas iluminadas, causando uma redução na formação de biomassa de fitoplâncton;
- Oxigenação do hipolímnio;
- Distribuição dos nutrientes de forma mais homogênea na coluna de água;
- Em alguns casos poderão ocorrer consequências indesejáveis, tais como: durante o processo de mistura, águas do hipolímnio podem ser elevadas para a superfície causando, então, um enriquecimento de fósforo nessa camada, aumentando, assim, o crescimento de algas. Um dos primeiros casos do emprego prático desse processo foi feito por Pastorok *et al.*, 1981, que reporta que em um universo de 40 tentativas de desestratificação completa ocorreu uma significativa alteração na biomassa em 65% dos casos. O impacto negativo, tal como observado, é que o ar comprimido pode acarretar uma eventual supersaturação de nitrogênio dissolvido, causando uma mortandade de peixes a jusante. O custo desse método é baixo, limitando-se ao preço do compressor e à energia elétrica então consumida, além dos custos de instalação das tubulações e difusores.

Aeração Hipolimnética

Atualmente estão à venda diversos tipos de aeradores capazes de oxigenar o hipolímnio sem destruir a termoclina (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

A vantagem desse método é que a aeração é feita sem transferência de elementos do hipolímnio para o epilímnio, logo, evita-se o crescimento de algas. As maiores concentrações de oxigênio no hipolímnio possibilitam a criação de espécies sensíveis de peixes, melhora a qualidade da água graças à redução de ferro, de manganês, de problemas de gosto e cheiro em águas potáveis, reduz a corrosão de turbinas e outras estruturas e melhora a qualidade das águas liberadas para jusante. Esse tipo de aeração é adequada como medida corretiva quando ocorre um grande déficit de oxigênio no hipolímnio, porém não é indicada para reservatórios rasos nem para camadas anóxicas delgadas perto do fundo.

Mistura Epilimnética

Esse método é bastante recomendado uma vez que ele, ao contrário dos outros que visam a ações corretivas, busca prevenir ou reduzir a formação de biomassa de fitoplâncton. Por esse método, as camadas superficiais são misturadas até uma “profundidade ótima”, ou Zmix ótima. A “profundidade ótima” é a profundidade de mistura em que, sob determinada intensidade de luz na coluna de respiração doo fitoplâncton, ela iguala a produção do mesmo. Foram construídos alguns reservatórios com a profundidade igual à Zmix ótima; nesses casos,

todo o reservatório é misturado. Algumas das muitas vantagens da mistura epilimnética são as seguintes: (i) os volumes de algas permanecem baixos, mesmo sob condições fortemente eutróficas; e (ii) reservatórios construídos em função da Zmix ótimo evitam a formação de um hipolímnio com baixa oxigenação em pleno verão, com a consequente liberação de nutrientes dos sedimentos.

O cone de Speece (SPEECE *et al.*, 1982; SPEECE, 1994) é um aparelho altamente sofisticado projetado para oxigenar água e promover uma pequena mistura. Esse equipamento funciona por meio da liberação de água supersaturada com oxigênio no fundo do reservatório, por meio de difusores (STRASKRABA & TUNDISI, 2013)

Métodos para Tratar Sedimentos

Os sedimentos acumulam fósforo ao longo do tempo e a concentração desse elemento nos primeiros milímetros de camada de sedimento pode ser superior a todo o fósforo existente na coluna de água. A fração dissolvida desse grande volume de fósforo armazenado é constantemente trocada com as águas adjacentes. A direção dominante dessa troca depende, entre outros fatores, das diferenças entre as concentrações de fósforo no limite entre a água e o sedimento e das condições de redução superficial dos sedimentos. Quando a água se encontra desprovida de fósforo, por exemplo, pela redução de carga do reservatório, o fósforo é, então, liberado dos sedimentos para as águas. Devido ao grande armazenamento de fósforo nos sedimentos, condições eutróficas podem perdurar por diversos anos, mesmo após o fornecimento de fósforo ao reservatório ter sido reduzido de forma considerável com o controle das fontes externas difusas e pontuais. A anoxia no fundo cria condições que podem aumentar essa troca em dez ou mais vezes. Empregam-se diversos processos para diminuir a liberação desses elementos pelos sedimentos. Também é possível remover as camadas superficiais de sedimentos ou oxigenar os mesmos por métodos químicos bastantes elaborados e/ou por barreiras mecânicas que impedem o transporte do fósforo dos sedimentos para as águas. O isolamento dos sedimentos por sulfato de alumínio por exemplo é uma das técnicas empregadas. Outra técnica é a aspersão de camadas de fina argila que vão impedir as trocas. A inativação do fosforo a partir do sedimento pode ser muito efetiva para a redução da carga interna, mas não é permanente pois é preciso uma reconstituição do isolamento periodicamente. Cortinas de polipropileno colocadas sobre o sedimento podem também ser efetivas (COOKE *et al.*, 1993). A oxidação do sedimento para inativar fosforo é também muito importante quantitativamente. Em reservatórios rasos i.e. <5 metros de profundidade a tendência é uma maior liberação de fosforo a partir dos sedimentos e Barko & Smart (1980) descrevem falhas que podem ocorrer com as tentativas de inativação do fosforo desses reservatórios rasos. Cobrir os sedimentos é uma alternativa à aeração e à oxidação, e se constitui em um processo muito mais barato que pode ser feito com chapas, cinzas, entulho, areia ou qualquer outro material inerte (COOKE *et al.*, 1993) estudaram a indicação, custos e eficiência de diversos materiais que podem ser empregados nesse processo (STRASKRABA & TUNDISI, 2013).

Remoção dos Sedimentos

Esse método consiste na remoção da camada superficial de sedimentos que contêm altas concentrações de fósforo. Os métodos para essa remoção e seu custo versus eficiência foram estudados por Peterson (1982). Podem ser utilizados diversos tipos de dragas. Os

sedimentos dragados devem, então, ser transportados para uma área de bota-fora na forma de lama contendo de 80% a 90% de água.

A vantagem desse método é que seus resultados são duradouros. No lago Trummen, na Suécia, as concentrações de fósforo caíram de picos da ordem de 900 mg/l^1 para menos de 10 mg/l^1 , permanecendo nesse valor por todo o período de observação, que se arrastou por mais de 9 anos. Os impactos negativos incluem a necessidade de uma grande área de bota-fora, necessária para a secagem de lama, antes que ela possa ser empregada como fertilizante (isso caso apresente baixas concentrações de metais pesados) ou tenha outro destino final. Os custos da dragagem, podem ser elevados, e isso não inclui os custos de disposição e transporte do material dragado. A remoção por dragagem pode resuspender sedimentos, e com isto outros impactos podem ser observados. A dragagem também removerá macrófitas enraizadas nas zonas litorais o que complica depois a deposição do material removido em áreas do bota fora. As dragagens podem ser mecânicas ou hidráulicas (COOKE *et al.*, 1993). A remoção de sedimentos de reservatórios necessita de um Estudo de Impacto Ambiental pois implica em impactos na represa e em áreas adjacentes onde se receberá os resíduos. Os custos da remoção de sedimentos variam muito e dependem da profundidade em que o sedimento é removido, da área de remoção, e da preparação da área de bota fora quando ocorrer sedimento muito contaminado que necessita de cuidados especiais para ser depositado. Cooke *et al.*, (1993) relatam valores que variam de US\$157 /hectare a US\$ 150.000 /hectare (JØRGENSEN *et al.*, 2005; STRASKRABA & TUNDISI, 2013).

Aeração e Oxidação dos Sedimentos

Até o presente, o método RIPLOX de aeração e oxigenação dos sedimentos só foi utilizado na Escandinávia e na Alemanha (Pipl, 1994). O objetivo desse método é reduzir a liberação de fósforo pelos sedimentos. Aplica-se cloreto férrico a sedimentos pobres em ferro para reduzir a liberação de fósforo. Simultaneamente, adiciona-se cal para criar um pH ótimo para desnitrificação ($7, 0 < \text{pH} < 7, 5$).

Os custos desse processo em um lago sueco muito raso (profundidade média de 2m) foram de US\$ 1.120, 00 (em 1995), sendo que a maior parte desse total foi gasta para desenvolver o equipamento. O custo dos produtos químicos foi de US\$ 1650. Como esse processo se opõe aos de mistura, ele é adequado para finalidade diferentes, aumentando assim o custo *versus* benefício do procedimento (JØRGENSEN *et al.*, 2005; STRASKRABA & TUNDISI, 2013).

Desativação do Fósforo Dentro do Reservatório

Costuma-se aspergir AlSO_4 (sulfato de alumínio) na superfície do lago para precipitar o fósforo existente nas águas e selar o fundo, visando impedir a sua liberação. O composto forma flocos gelatinosos que absorvem o fósforo dissolvido. A seguir, os flocos acumulam-se no fundo e absorvem o fósforo liberado pelos sedimentos. A experiência tem demonstrado que a coagulação química do fósforo é muito eficaz em lagos e reservatórios por vários anos (normalmente de 4 a 5, podendo chegar a 14 anos em alguns casos, COOKE *et al.*, 1993). Efeitos positivos de longa duração não tem sido observados em tratamentos a base de Ca ou Fe que, teoricamente, são substituídos do alumínio. Na maioria dos casos, não foi empregado qualquer equipamento (COOKE *et al.*, 1986). Quak *et al.*, 1993 desenvolveram uma tecnologia que emprega equipamento pesado. Podem-se empregar modelos matemáticos, tais como

os desenvolvidos por Kennedy & Cooke (1982) e Kennedy *et al.*, 1987, para determinar as quantidades de alumínio necessárias para um determinado lago ou reservatório. Os modelos Clorofila a Fosforo total (CHA -TP-) podem ser utilizados para estimar quais os níveis de clorofila *a*, para uma determinada concentração de fósforo, que resultarão do tratamento.

A vantagem desse método é que não necessita de equipamento especial, e seus efeitos são duradouros. Sua limitação está no fato de que ele não é viável em corpos hídricos com grande volume em reservatórios com tempo de retenção inferior a um ano; esse método, de gerenciamento somente é indicado se a carga de fósforo for baixa. Isto porque quando as concentrações são altas, esgota-se rapidamente a capacidade dos flocos de absorver fósforo. O fosfato de fósforo é removido de forma mais eficiente que as frações orgânicas, e o fósforo orgânico dissolvido é removido de forma menos eficiente que as partículas fosforosas. Podem ocorrer possíveis impactos ambientais negativos relacionados à toxicidade do alumínio quando o pH é inferior a seis. Concentrações de Al inferiores a 50 mg/l¹ nas águas do lago não são consideradas perigosas para os organismos. Quando as concentrações de Al são elevadas ocorre uma bioacumulação de Al nos peixes. Sua acumulação nas plantas pode acarretar uma menor capacidade de absorção por parte das raízes. Os custos desse método variam em função das concentrações necessárias e dos custos de mão-de-obra.

A inativação do fósforo dentro do lago ou reservatório reduz a “carga interna” (“internal loading”) que é associada, geralmente à liberação de fósforo solúvel a partir dos sedimentos. Este tratamento foi efetivo por cerca de 12 anos quando aplicado à inativação de fósforo no sedimento de lagos (COOKE & KENNEDY, 1989) (Tabela 48) (JØRGENSEN *et al.*, 2005; STRASKRABA & TUNDISI, 2013)

Tabela 48 – Resumo de inativação do fósforo em reservatórios.

Características	Descrição
Objetivo	• Controle de florescimentos de algas, liberação de fósforo dos sedimentos.
Modo de ação	• A liberação do fósforo a partir do sedimento é reduzida, produzindo baixas concentrações de fósforo na coluna de água.
Efetividade	• Altamente efetiva, quando acompanhada da redução de fontes externas de nutrientes.
Longevidade	• 10 a 12 anos
Aspectos negativos	• O uso de alumínio deve baixar o pH da água. • A overdose de Alumínio, pode produzir toxicidade. • O material sedimentado pode ter alta densidade de bactérias
Custos	• Manutenção, trabalho, produtos químicos são caros mais podem ser melhor avaliados e determinados se a dose dos produtos químicos for conhecida.
Aplicabilidade a represas	• Pouco efetivo para grandes reservatórios. • Efetivo para pequenas represas e compartimentos de grandes represas (“braços”). • Pode ser aplicado a algumas áreas específicas onde há alta liberação de fósforo (nos reservatórios).

Fonte: Cooke & Kennedy, 1989; Jørgensen *et al.*, 2005; Straskraba & Tundisi, 2013; Tundisi & Matsu-mura-Tundisi, 2013a.

Bio-manipulação

O termo “bio-manipulação” cunhado por Shapiro *et al.*, 1975, já tinha sido empregado na década de 60 por Hrbáček *et al.*, 1961. O princípio desse método consiste na manipulação da cadeia alimentar por meio de pressões alimentares sobre o zooplâncton efetuada por peixes,

de forma que espécies maiores de zooplâncton predominem, sendo assim capazes de manter o fitoplâncton sob controle (STARLING, 1993, 1998). Isto pode ser feito quando é baixo o número de peixes que se alimentam de zooplâncton.

Controle Hidráulico

O objetivo do controle hidráulico é permitir a seleção das camadas de água com pior qualidade para sua liberação do reservatório, sem causar uma mistura sensível nas outras camadas ou a seleção de boas camadas para o consumo. Esse procedimento pode ser feito facilmente quando há uma estrutura que permite a retirada seletiva de água em diversas profundidades.

Emprego de Comportas Seletivas

A técnica que obedece ao ditado “diluição é solução para poluição” é bastante útil em lagos e reservatórios (WELCH & PATMONT, 1980) no qual há abundância de água com poucas algas e fósforo pré-selecionadas.

A grande vantagem desse método é seu custo desprezível. Suas limitações incluem o necessário conhecimento da qualidade das vazões afluentes e sua distribuição vertical dentro do reservatório.

Sifonagem Hipolimnética

O método consiste na sifonagem das águas do fundo do lago, ou reservatório.

Emprego de Cortinas Plásticas ou de Microbolhas de Ar

O emprego de cortinas plásticas para modificar a profundidade da camada de retirada de água pode substituir, dentro de determinados limites, as estruturas para seleção de profundidade.

Outros Métodos

Emprego de Algicidas (Principalmente Compostos de Cobre)

Tem-se empregado algicidas, tais como simazina ou sulfato de cobre, como medida emergencial para o controle da produção excessiva de algas, normalmente já em estágio avançado. A dosagem de aplicação de CuSO_4 varia de 6 kg/ha a 20 kg/ha em função da profundidade da camada de algas. Para ser efetiva a aplicação, as concentrações devem ser de 1 a 2 mg/l⁻¹.

Quando se empregarem algicidas, não devem ser concomitantes empregados produtos químicos tóxicos, mesmo em baixas concentrações, quando do tratamento de água potável. Os custos dependem da dosagem e frequência das aplicações.

Manipulação da Penetração de Luz

Utiliza-se esse método para reduzir a fotossíntese da coluna de água e, conseqüentemente, sua capacidade de produção de biomassa. Pode-se obter uma redução na disponibilidade e luz de duas maneiras: pela redução da intensidade de luz que atinge a superfície ou pelo aumento na capacidade de absorção de luz das águas.

Controle de Macrófitas

O controle de macrófitas pode visar tanto o seu crescimento como a sua redução. Pode ser desejável obter um desenvolvimento das macrófitas para proteger as margens contra erosão e/ou criar uma zona de abatimento da poluição.

Manipulação do Nível da Água

Abaixar o nível das águas pode contribuir para a redução das macrófitas e também da reprodução de algumas espécies indesejáveis de peixes que depõem seus ovos na vegetação ribeirinha. Em alguns países, a vegetação que cresce nessas áreas é rapidamente consumida por animais.

Comparação da Diferentes Abordagens Ecohidrológicas e Ecotecnológicas

Em relação à ecotecnologia, os melhores métodos são aqueles mais naturais possíveis, que dispensam o uso de produtos químicos, equipamento e energia. Das abordagens discutidas, os procedimentos que mais se aproximam condições são os seguintes: **biomanipulação, retiradas seletivas de água, mistura epilimnética e aeração de camadas**. Não obstante, ainda é necessário que se disponha de um maior conhecimento sobre a eficiência dessas técnicas em situações especiais de diversos ecossistemas. A viabilidade de aplicar qualquer método “in loco” deve ser avaliada em conjunto com as opções de gerenciamento das bacias hidrográficas. Deve-se observar que qualquer método preventivo é preferível que outro curativo, e que a maioria das técnicas integra o segundo grupo. O único procedimento realmente preventivo é a mistura epilimnética, e o pior método é o emprego de sulfato de cobre, que com o tempo arma uma bomba-relógio, representada pelo cobre acumulado nos sedimentos e, posteriormente, liberado para as águas. Analogamente, é desaconselhado o emprego de outros algicidas, em especial em reservatórios destinados ao abastecimento de água potável. Tratamentos com compostos de alumínio são suspeitos de por em risco a saúde humana a longo prazo.

Com relação à aplicação dos métodos relativos à recuperação de reservatórios as seguintes considerações devem ser feitas:

- A aplicação da metodologia deve ser realizada levando-se em conta as características do reservatório: hidrologia, condições hidráulicas, volume, morfometria, climatologia regional, profundidade máxima, profundidade média.
- Características da bacia hidrográfica onde se insere o reservatório.
- Avaliação dos custos operacionais da aplicação da metodologia.
- É possível aplicar-se vários métodos de recuperação simultaneamente.
- Deve ser realizada uma Avaliação de Impacto Ambiental de cada metodologia.
- Deve haver um profundo conhecimento limnológico do reservatório antes da aplicação da metodologia.

(STRASKRABA & TUNDISI, 1999, 2013).

Box 6 – Casos comprovados de mau gerenciamento de lagos e reservatórios.

1) Nas Bacias Hidrográficas

- Regulação e canalização de rios;
- Destruição de áreas alagadas;
- Desmatamento;
- Aumento da atividade agrícola sem medidas de controle da erosão;
- Aplicação inadequada de pesticidas e nutrientes;
- Aumento da pecuária intensiva sem controle;
- Excessivas atividades de mineração.

2) Área de praias em lagos e represas

- Destruição das áreas alagadas do litoral;
- Tratamento químico de macrófitas;
- Destruição da área litorânea para implementar atividades de recreação, agricultura ou indústrias;
- Introdução inadequada de espécies de peixes que se alimentam de macrófitas;
- Remoção de vegetação aquática submersa.

3) Lago /Represa

- Fontes pontuais de poluição sem tratamento adequado;
- Erradicação de florescimentos de algas com pesticidas;
- Aeração em períodos inadequados;
- Aeração em profundidades inadequadas;
- Excesso de atividades esportivas aquáticas;
- Falta de tratamento ou ações para reduzir poluição difusa;
- Estocagem de espécies exóticas de peixes com grande impacto nas espécies nativas. Descarga da água de hipolímnoio com baixas concentrações de oxigênio dissolvido e altas concentrações de nutrientes.

Fonte: Jørgensen *et al.*, 2005.

Capítulo 5

Ecohidrologia Aplicada à Gestão de Bacias Hidrográficas e de Reservatórios

Metodologias mais recentes e que combinam técnicas ecotecnológicas com hidrologia, biodiversidade e engenharia tem sido empregadas com sucesso na gestão de bacias hidrográficas e reservatórios. O conceito de ecohidrologia, é baseado em um objetivo com proposta multidimensional que se integra nas seguintes áreas: recursos hídricos; biodiversidade; serviços dos ecossistemas; resiliência; herança cultural (ZALEWSKI, 2014; WANTZEN *et al.*, 2016).

Ecohidrologia integra, portanto, hidrologia e ecologia sendo uma importante disciplina da área de ecotecnologia. Ecohidrologia é fundamental para a solução dos problemas de poluição difusa em bacias hidrográficas, reduzindo a carga de nutrientes para os reservatórios, através dos tributários e da drenagem difusa. A redução desta carga pode chegar a mais de 80%. Os problemas ambientais referentes ao gerenciamento de bacias hidrográficas e reservatórios que podem ser resolvidos através de ecohidrologia são os seguintes (JØRGENSEN, 2016):

- O tempo de retenção e suas flutuações estacionais podem ser controlados, o que é um pré-requisito para a aplicação de ecohidrologia no gerenciamento. Este princípio tem sido intensivamente aplicado no controle de eutrofização de reservatórios, mas pode ser utilizado de forma mais ampla para o controle da contaminação e poluição, em rios, riachos, estuários e áreas alagadas.
- As áreas alagadas são importantes tampões contra as enchentes e esta característica pode também ser utilizada para a construção de áreas alagadas que resistam a enchentes. É necessário também, analisar em detalhe o papel da biomassa, padrão de crescimento, diversidade e variações estacionais desta capacidade tampão.
- O ciclo de carbono nas áreas alagadas é bem conhecido, mas é necessário verificar como o aumento da fixação de carbono nas áreas alagadas pode ser incrementado para influenciar na redução dos gases de efeito estufa. Como a hidrologia tem um papel considerável no ciclo do carbono, é possível, por exemplo, estimar qual nível da água das áreas alagadas, pode produzir o sequestro ótimo de carbono? É possível gerenciar a vegetação de tal forma que o padrão de crescimento, influencie o sequestro de carbono? Pode-se controlar e influenciar o clima, em função do uso da ecohidrologia?
- Muitos ecossistemas de pequeno porte, por exemplo, tanques, pequenos canais, vegetação em mosaico, florestas ripárias, áreas alagadas, tem um importante papel no funcionamento de bacias hidrográficas e também controlar, em conjunto o funcionamento de paisagem. O papel dessas estruturas, na manutenção de intensidade das bacias hidrográficas, deve ser determinado de forma mais consistente.
- A sustentabilidade das bacias hidrográficas depende do ciclo hidrológico, da quantidade e qualidade da água. Avaliar melhor o papel do ciclo hidrológico na sustentabilidade das bacias hidrográficas é fundamental.

- Nas últimas décadas do século 20 e na primeira década do século 21 muitas disciplinas derivadas da Ecologia, foram desenvolvidas com a finalidade de facilitar a aplicação de princípios ecológicos no gerenciamento ambiental. Essas novas disciplinas constituem uma ponte entre a ecologia e o gerenciamento ambiental tornando mais efetiva a gestão (JØRGENSEN, 2016).
- O princípio fundamental da ecohidrologia aplicada à gestão de bacias hidrográficas é, portanto, do seguinte teor: Figura 69:

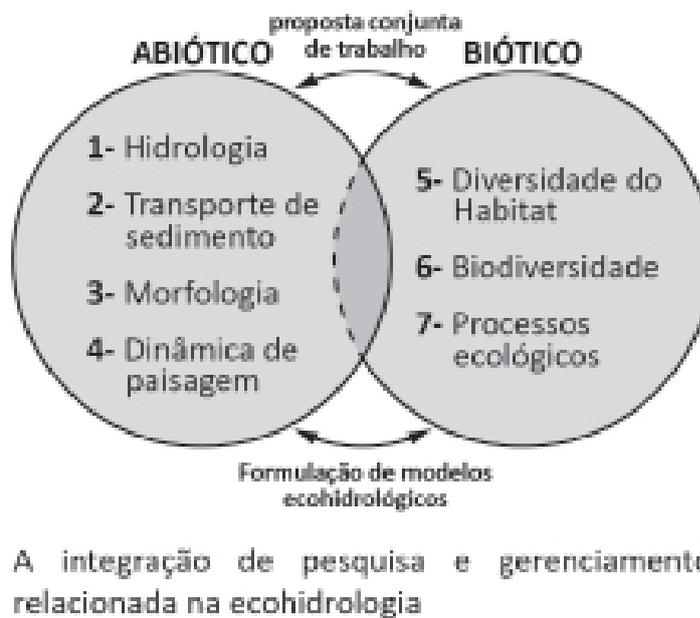


Figura 69 – Proposta conjunta de trabalho à base da ecohidrologia. Fonte: Zalewski, 2014.

A Figura apresenta características fundamentais de uma bacia hidrográfica gerenciada através da ecohidrologia. A manutenção das estruturas e funções dos principais componentes da bacia hidrográfica, a integração entre o ciclo hidrológico, a biodiversidade e o controle dos tempos de retenção, além do aumento e manutenção dos mosaicos de vegetação, áreas alagadas, florestas ripárias são essenciais nesse processo.

Finalmente a aplicação da ecohidrologia aos processos de gerenciamento de bacias hidrográficas e de reservatórios, propõe um avanço considerável na gestão destes ecossistemas, e por consequência nos reservatórios; inclui também um componente econômico fundamental na recuperação de ecossistemas e suas funções (CUNINGHAM, 2002).

Resumo das Principais Técnicas

A utilização inadequada das bacias hidrográficas leva à deterioração do reservatório e sua consequente perda como bem econômico. Conforme já visto, é muito mais complexo e dispendioso remediar um problema do que evitá-lo. No sentido de melhorar a capacidade preventiva e garantir a adoção de atos gerenciais adequados, deve-se proceder da seguinte forma:

- Devem-se promover boas práticas agrícolas, no sentido de se reduzir a erosão e a consequente entrada de sedimentos no reservatório. Deve-se buscar o uso menos intensivo de pesticidas e herbicidas e controlar o emprego de substâncias tóxicas. Os

- fertilizantes devem ser utilizados de forma a maximizar seu consumo pelas plantas, reduzindo, assim, sua disponibilidade no solo e, então, para as águas.
- Os esgotos devem ser tratados por métodos tradicionais ou inovadores (ecotecnologia). Deve-se adotar tratamento terciário para reduzir as cargas de fósforo.
 - Deve-se promover um severo controle dos efluentes industriais, especialmente pela promoção das vantagens do uso de tecnologias limpas.
 - Devem-se promover técnicas de gerenciamento local, principalmente aquelas ecotecnológicas, de baixo custo.
 - Deve-se buscar economia no consumo de água e técnicas de gerenciamento que propiciem uma maior retenção de água nas bacias hidrográficas (também da poluição).
 - Devem-se realizar campanhas contínuas de monitoramento do sistema, inclusive com sensoreamento remoto.
 - Deve-se promover um permanente treinamento dos técnicos que operam o reservatório, buscando otimizar o gerenciamento quantitativo e qualitativo do sistema.
 - Deve-se fomentar a interação entre os planejadores, gerentes e cientistas, no sentido de direcionar novos rumos e atualizar o planejamento e as estratégias de gerenciamento.
 - Devem-se desenvolver parcerias entre os setores públicos e privados, buscando melhores estratégias de gerenciamento.
 - Devem-se promover campanhas de economia com o envolvimento da sociedade, buscando alterações culturais capazes de melhorar a atitude da população em relação aos diversos aspectos ambientais.
 - Deve-se encorajar a educação ambiental nas escolas, demonstrando o valor dos recursos hídricos.
 - A aplicação dos princípios básicos apresentados a seguir representa um esforço fundamental no sentido de melhorar a situação presente:
 - Empreender passos visando proteger e melhorar a diversidade espacial, assegurando a preservação das florestas e dos mosaicos naturais dos diversos tipos de vegetação. Um elemento importante para garantir a recuperação quantitativa e qualitativa das florestas é o replantio com espécies nativas em vez de utilizar espécies não nativas com rápido crescimento. As florestas naturais são capazes de atuar como filtros biológicos, removendo fósforo e nitrogênio das vazões que afluem ao reservatório e retendo materiais em suspensão, diminuindo, portanto, a sedimentação no sistema.
 - Empreender os passos necessários para proteger e promover a recuperação de várzeas, de forma a garantir a diversidade biológica e a desnitrificação das bacias hidrográficas. As várzeas próximas ao reservatório e outras dentro das bacias hidrográficas asseguram regiões capazes de efetuar um significativo abatimento para os ecotones ar/água, além de servir como reservas de espécies aquáticas nativas, as quais podem ser a base para a colonização do reservatório. As várzeas são o epicentro da recolonização da biota do reservatório (GATTI Jr., 2015).
 - Devem-se tratar todos os focos pontuais de poluição, mesmo que para tanto seja necessária a construção de pré-reservatórios.
 - Empreender os passos necessários para evitar a entrada de sedimentos oriundos de fontes difusas, nutrientes dissolvidos e compostos tóxicos. Isso pode representar: (i) mudança das práticas agrícolas dentro da área de bacias hidrográficas (culturas plantadas, forma de aplicação de fertilizantes, ou seja, como são aplicados) e (ii) proteção das margens do reservatório com vegetação, tais como árvores capazes de sobreviver a cheias ou mediante o emprego macrófitas emersas ou submersas.
 - Empreender os passos necessários no sentido de se reduzirem as entradas de sedimentos mediante a construção de pré-alagamentos ao longo dos rios principais. Um tipo específico de proteção é a estação de remoção de fósforo do tipo de Wahnbach, localizada nas entradas do reservatório (BERNHARDT & SHELL, 1979).

- A proposta de uma avaliação geral da bacia hidrográfica, rios, reservatórios, sistemas terrestres, áreas alagadas engloba um vasto e complexo sistema de monitoramento baseado fundamentalmente na utilização de modernos e avançados instrumentos tecnológicos (TUNDISI *et al.* 2008a).
- Imagens multiespectrais têm sido aplicadas ao monitoramento das águas por muitas décadas, principalmente para a detecção de temperaturas da superfície das águas, concentração de sedimentos em suspensão e algas. Sensores multiespectrais mais recentes, como espectroradiômetros e sensores de imagem (espectroradiômetros) com resolução espacial moderada (250m) tem acelerado o processo no sentido de sensoriamento remoto de sedimentos em suspensão, matéria orgânica dissolvida, clorofila, ficocianinas e outros indicadores de qualidade da água (NRC 2012)

O uso de áreas alagadas naturais para controle das fontes difusas e pontuais tem se intensificado em muitos países e é um avanço conceitual muito importante na gestão de qualidade da água de reservatórios e também na gestão de bacias hidrográficas. O conhecimento científico básico destas áreas alagadas naturais é de fundamental importância. Por exemplo Whitaker (1993) demonstrou que a área alagada a montante da represa da UHE Carlos Botelho, (Lobo-Broa), retirava 35% do nitrogênio devido à desnitrificação. Redução na concentração de fósforo dissolvido era da ordem de 40% devido ao efeito de raízes e filtro biológico neste nutriente.

Áreas alagadas artificiais podem ser construídas e um modelo desta técnica foi preparado para uso no município de Bocaina (Estado de São Paulo) para controle do ciclo do fósforo e redução da concentração deste nutriente. Este modelo inclui estudo do tempo de retenção, dimensão da área alagada, fluxo de água e espécies que serão utilizadas no procedimento. A Tabela 49 demonstra a importância e os mecanismos para a utilização de várzeas artificiais construídas.

Tabela 49 – Uso de várzeas naturais e artificiais (Construídas).

- Manutenção e preservação das zonas de transição entre os ecossistemas terrestres - áreas alagadas - e os reservatórios como uma zona tampão (Buffer Zone).
- Construindo e mantendo áreas alagadas artificiais e várzeas artificiais é muito mais barato do que as clássicas plantas de purificação.
- As várzeas naturais ou artificiais tem uma alta capacidade de absorção de poluentes como nutrientes, metais pesados compostos orgânicos tóxicos.
- As várzeas podem desnitrificar toneladas de nitrogênio-nitrato por hectare por ano.
- A recuperação das áreas de várzea ou alagadas naturais, e a construção destas áreas artificialmente, são métodos cruciais para a redução da poluição que se origina da agricultura.
- Áreas alagadas construídas são uma metodologia atrativa para ser localizada em áreas de recreação adjacentes a reservatórios, em áreas com baixa densidade populacional, e como sistema de pós tratamento de efluentes em áreas urbanas.
- A aplicação de gerenciamento quantitativo para todos os tipos de áreas alagadas incluindo o uso de modelos para estes ecossistemas é recomendada.

Fonte: Projeto Panolane, 1992.

A Figura 70 descreve custos, tecnologias e compara engenharia, ecologia e biotecnologia de ecossistemas.

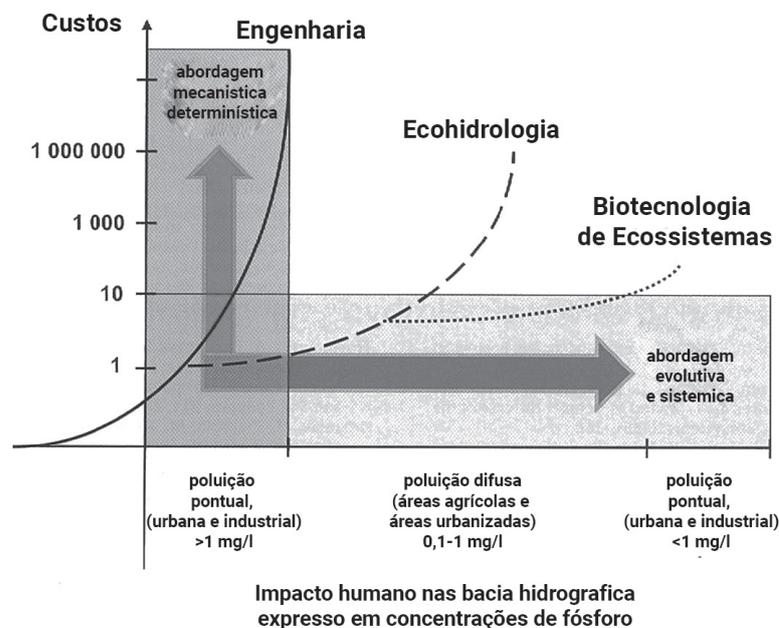


Figura 70 – Aumento de eficiência e redução dos custos integrando engenharia, ecohidrologia, e biotecnologia dos ecossistemas. Fonte: Zalewski, 2014a.

Box 7 apresenta a concepção de uma bacia hidrográfica, totalmente instrumentalizada, com equipamento de transmissão de dados em tempo real e níveis de detecção de todo o conjunto de processos ambientais em uma bacia hidrográfica.

BOX 7 – Representação esquemática de uma bacia hidrográfica com sensores em tempo real da meteorologia climatológica, precipitação, vazão, sedimento em suspensão, qualidade da água de rios, represas e lagos, umidade do solo, poluição do ar, telemetria e medições de qualidade da água subterrânea (Modificado de NRC 2012).

Nível 1: Atmosfera

- Imagens de Satélite;
- “Drones” – Missões de observação;
- Torre meteorológica: radiação solar, ventos, temperatura do ar, umidade relativa;
- Sensores de qualidade do ar, CO₂, CH₄, CO, N₂O, partículas.

Nível 2: Superfície da bacia

- Medidores de fluxo de rios;
- Sensores climatológicas nas florestas;
- Medidas de vazão de rios;
- Sensores de qualidade da água, de rios, lagos ou represas (perfil vertical);
- Sensores de umidade do solo;
- Medidores de qualidade da água em efluentes de estações de tratamento de esgotos;
- Medidores de vazão de efluentes de estações de tratamento de esgotos.

Nível 3: Subterrâneo:

- Telemetria de águas subterrâneas (qualidade da água).

Fonte: National Research Council (USA), 2012.

Gerenciamento das Vazões Liberadas

A construção das represas, afeta não somente os rios impactados, mas o ecossistema a jusante da represa e que passa a receber toda a carga acumulada de elementos, substâncias, material em suspensão. Portanto, a liberação de vazões a jusante dos reservatórios é uma tarefa importante que se insere no gerenciamento integrado do ecossistema artificial. Como já foi apresentado e discutido no Módulo I, Capítulo 4, as características limnológicas dos reservatórios, exercem uma influência muito grande na intensidade dos efeitos a jusante do reservatório. Quando a utilização da água nos reservatórios construídos atinge grandes volumes, como por exemplo, reservatórios de abastecimento público há uma drástica redução de vazão a jusante com deterioração das condições ecológicas, com efeitos sobre a biota aquática, a reprodução dos peixes, a biodiversidade de macroinvertebrados e mesmo a fauna de pássaros aquáticos que se alimentam de peixes pode ser afetada.

A retenção de sedimentos por reservatórios pode afetar drasticamente o ecossistema a jusante. Oscilações no nível do rio a jusante podem ocorrer causando também inúmeros prejuízos. Reservatórios destinados a regularizar as vazões têm, entretanto efeitos positivos no ecossistema a jusante. As principais características relativas à qualidade da água do reservatório que são importantes para a qualidade das águas a jusante são apresentadas na Tabela 50.

Tabela 50 – Qualidade de água dos rios a jusante.

Qualidade da água.	Efeitos sobre os rios a jusante.
Hidrologia	Os maiores impactos ocorrem em regiões semi áridas. Efeitos consideráveis nas regiões temperadas. Nos trópicos depende do tempo de retenção no reservatório.
Ordem do rio	Inversamente proporcional à ordem do rio: os efeitos são maiores em rios de menor ordem e vice versa.
Profundidade do reservatório	Para reservatórios rasos o efeito a jusante com baixo tempo de retenção é menor. Em reservatórios profundos o efeito é maior especialmente se há descargas seletivas no fundo
Profundidade dos mecanismos de descarga	Em reservatórios rasos o efeito a jusante é pequeno. Em reservatórios estratificados com descargas de fundo o efeito é muito grande.
Tempo de retenção	Quando há pequeno tempo de retenção (5 dias, 10 dias) o efeito é pequeno a jusante. Quanto maior o tempo de retenção maior o impacto na qualidade da água a jusante.
Grau trófico	Com o aumento da produtividade biológica no reservatório há um aumento dos efeitos no rio a jusante.

Fonte: Straskraba & Tundisi, 2013.

Modelos matemáticos podem prognosticar os efeitos dos reservatórios sobre os rios a jusante. Alguns modelos oferecem opções de operação do reservatório e um “envelope” de possibilidades para controlar a qualidade da água a jusante. Além de grandes efeitos na qualidade da água a jusante produzidos por reservatórios eutróficos, estratificados com descargas de fundo, deve-se considerar as partes referentes à intensa desoxigenação o que pode produzir mortalidade em massa de peixes e deteriorar a biota aquática e habitats a jusante, o aumento da emissão de gases de efeito estufa nas saídas de comportas de fundo ou turbinas (“degassing”), e também a casos de grande mortalidade de peixes a jusante do reservatório devido a supersaturação do oxigênio dissolvido. Em casos de ondas produzidas por intensas descargas hidrológicas, como por exemplo no Rio Sena os seguintes processos ocorreram : aumento do sedimento em suspensão na água, diminuição do teor de oxigênio na água, aumento da matéria particulada e dissolvida.

Além destes efeitos a descarga poluída ou contaminada a jusante pode comprometer o abastecimento de água potável, e a recreação da população, além de comprometer o abastecimento de água potável e a recreação da população, além de comprometer a pesca comercial e a pesca esportiva. Entretanto, há casos positivos. Reservatórios oligotróficos que liberam vazões a jusante podem ser notáveis para recuperar a qualidade das águas poluídas a jusante. Como os reservatórios retêm fósforo (ver módulo II, Capítulo 6) pode ocorrer menor descarga de fósforo dissolvido e particulado a jusante, o que contribui para melhorar a qualidade da água.

A distância de “reset” define a extensão do rio a jusante afetada pelo reservatório, e o ponto em que a qualidade da água volta ao normal ou próximo do normal. São importantes as vazões dos tributários que a jusante da barragem aponta ao rio. Na barragem de Balbina (Amazonas) as águas anóxicas a jusante deloca-se por 20 km até a recuperação da oxigenação próxima da saturação.

Os efeitos dos reservatórios podem se estender até o delta dos rios causando a perda dos ecossistemas estuários e aumentando a cunha salina que ocorre nos estuários. Pode haver perda de habitats nos estuários afetados pelas represas.

Gerenciamento das Vazões Liberadas e a Qualidade das Águas a Jusante

O gerenciamento das vazões liberadas para manter uma vazão ecológica a jusante do empreendimento é um dos processos mais importantes do gerenciamento de reservatórios. Três preocupações fundamentais são frequentemente discutidas e avaliadas:

A manutenção da qualidade da água o rio a jusante com a finalidade de promover a melhor situação possível de habitat, fauna e flora aquática e disponibilidade da água, para usos múltiplos.

A manutenção da conectividade dos tributários a jusante com o rio principal de tal forma a preservar princípios básicos de funcionamento dos ecossistemas a jusante.

Reduzir ao mínimo possível os impactos a jusante, de forma a manter a capacidade de funcionamento, fluxos, redes, nos rios a jusante. Esta redução deve dar-se com o gerenciamento integrado da bacia hidrográfica e do reservatório.

Emprego de Comportas Seletivas

O emprego de comportas seletivas permite a liberação de água da camada que apresenta, no momento, as melhores características qualitativas. Este procedimento é muito importante no caso de tomadas de água para estações de tratamento de água e, também, para os aspectos envolvendo as características de jusante. O emprego de comportas seletivas, no gerenciamento da qualidade da água de um reservatório, exerce grande influência sobre a água que será liberada para jusante. Recentemente foi desenvolvido um novo método que permite modificar a profundidade de retirada de água, sendo indicado especialmente para reservatórios pequenos e médios. Baseia-se no emprego de cortinas plásticas, localizadas a diferentes profundidades.

Resumo dos principais objetivos referentes ao gerenciamento integrado das bacias hidrográficas, reservatórios, qualidade da água.

- Melhor conservação, alocação e uso da qualidade da água;
- Proteção de Saúde Humana;
- Promovendo a conservação do solo, e prevenindo enchentes e erosão;
- Controlar usos múltiplos da água e a drenagem. Proteção da biodiversidade aquática e terrestre nas bacias hidrográficas;
- Proteção das florestas ripárias e de mosaicos de vegetação;
- Estimular recreação no sistema aquático;
- Preservar valores estéticos e paisagísticos;
- Controlar e reduzir custos;
- Promover monitoramento adequado Avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos;
- Priorização de sub bacias para efetiva ação;
- Desenvolver e promover inovações metodológicas para monitoramento, avaliação de impactos e de riscos;
- Integração da gestão da qualidade e quantidade da água;
- Promover permanentemente uma abordagem sistêmica e articulada ao problema, com a bacia hidrográfica como unidade básica.

Capítulo 6

Determinação da Qualidade da Água

Qualidade da água é definida como:

- O conjunto de concentrações, especiações e partições físicas de substancias orgânicas ou inorgânicas. Composição e o estado da biota em um corpo de água (CHAPMAN, 1992).
- A poluição do ecossistema aquático consiste na introdução de forma direta ou indireta de substancias ou energia que resultam em efeitos deletérios em: impactos na saúde humana;disrupção de atividades no sistema aquático, por exemplo pesca ; degradação da qualidade da água com relação ao uso na agricultura, indústria, uso domestico com impactos nas atividades econômicas; redução de oportunidades de recreação e redução de usos múltiplos. A figura 71 mostra a evolução da degradação da qualidade da água superficial e subterrânea da segunda metade do século 19 até o presente (2021).

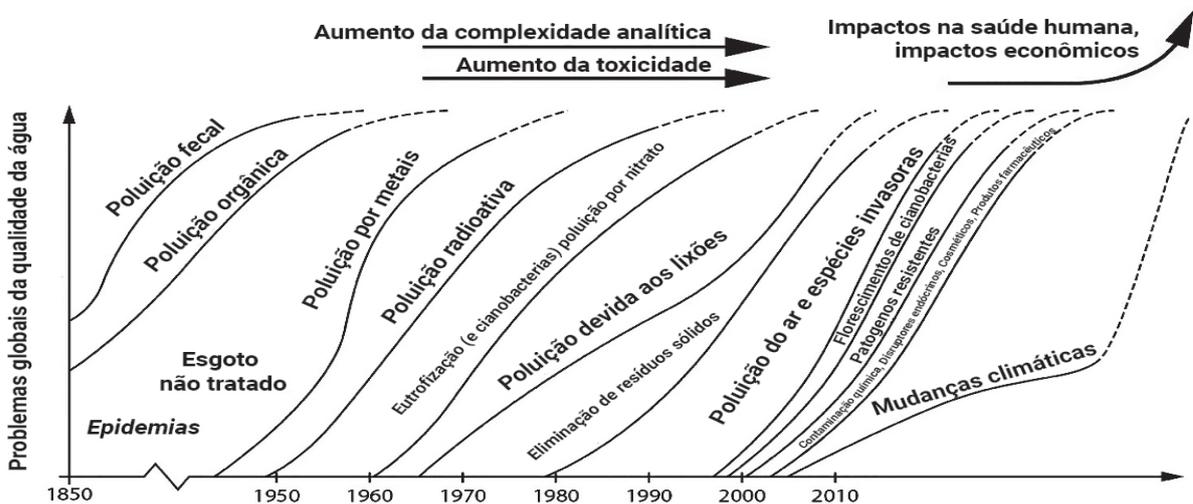


Figura 71 – Evolução do processo de degradação da qualidade da água desde 1850 até o presente 2021. Modificado de Chapman (1992) por Tundisi et al., 2015e.

Qualquer campanha para determinação da qualidade da água, seja em reservatórios ou em outros corpos hídricos, deve primeiramente definir o objetivo e propor a metodologia ótima para atingi-lo. A experiência demonstra que é fácil acumular dados sobre qualidade de águas, porém, sem uma adequada análise, interpretação e aplicação da informação coletada, tudo se torna sem efeito. “O monitoramento tende a ser bom, porém a informação tende a ser pobre” (WARD *et al.*, 1986).

Um enfoque consiste em considerar a investigação como um sistema composto por diversos subsistemas, representando as etapas necessárias à análise do problema. Devem ser considerados os aspectos envolvendo localização, métodos de coleta e avaliação de dados e os escopos então já definidos.

Os seguintes passos podem ser observados:

- **Definição de objetivos;**
- **Planejamento da campanha de obtenção de dados, tais como: cronograma da coleta de amostras (tempo, local e frequência), manuseio das amostras coletadas (transporte, preservação, parâmetros a serem medidos e métodos de análise);**
- **Análise dos dados coletados: distribuições estatísticas, padrão de relacionamento entre as variáveis e formato final dos resultados (por exemplo, qual o método de análise ou qual modelo matemático a ser utilizado);**
- **Interpretação dos resultados, apresentação das conclusões e recomendações.**

As seguintes recomendações devem ser cuidadosamente observadas:

Embora o cronograma dos levantamentos anteriores tenha sido subdividido em etapas, cada uma delas faz parte de um todo e não representa uma entidade autônoma.

É preferível que cada etapa seja executada da maneira mais abrangente possível, pois a falta de uma variável necessária aos levantamentos futuros poderá pôr em risco o coroamento dos objetivos finais.

Os Dados a Serem Coletados Dependem dos Objetivos

A definição dos objetivos depende do conhecimento prévio do assunto e do local, bem como da capacidade dos investigadores (nível educacional, experiência e conhecimento dos problemas locais). É, pois, imperativa a coleta dos dados existentes relacionados ao tema já nas primeiras etapas do estudo. Frequentemente torna-se necessário educar a equipe (por exemplo, desenvolver a capacidade de utilizar novos métodos).

Deve ser dada atenção especial à retroalimentação entre as diversas etapas mencionadas anteriormente. Qualquer cronograma de amostragens depende de dados estatísticos, da distribuição espacial e da relação existente entre as variáveis. Os métodos de análise dos dados dependem dos resultados e objetivos esperados.

Durante as medições de cada um dos parâmetros, deve-se considerar três características tidas como “precisão”. São elas: níveis de **sensibilidade** (o menor intervalo que aquele procedimento pode indicar), o limite inferior de **detecção** (alguns procedimentos não são confiáveis para valores baixos, normalmente encontrados em reservatórios, embora sejam precisos para concentrações elevadas) e o grau de **precisão** (por exemplo, instrumentos modernos são muito sensíveis, porém não fornecem bons resultados se não forem bem calibrados).

Deve-se considerar o tipo de informação desejada para selecionar em entre os diversos métodos, com diferentes graus de precisão. A determinação da concentração de um determinado parâmetro, em um determinado local, empregando-se um método dispendioso e lento, porém muito sensível e acurado, pode representar um esforço inútil caso o valor levantado varie muito de local para local, ou, ainda, durante o transporte das amostras até o laboratório.

Neste caso, é mais interessante coletar amostras em diversos locais ou medir múltiplas variáveis. Caso o levantamento estude as relações existentes entre as variáveis, por exemplo, clorofila e fósforo, é preferível que ambas sejam determinadas nas mesmas amostras e com o mesmo grau de precisão. Por exemplo, uma determinação precisa do fósforo reativo (fosfato) somente é possível se executada imediatamente (minutos) após sua coleta. Isto se dá porque os organismos presentes na amostra utilizam e liberam fósforo em taxas que não correspondem aquelas existentes na natureza. Além disso, organismos sensíveis morrem dentro das amostras, alterando consideravelmente o valor. Esse tipo de determinação imediata não é possível na maioria das campanhas. Assim sendo, torna-se preferível uma forma mais simples para determinação do total de fósforo, mesmo que essa não esteja diretamente relacionada do fitoplâncton.

Um erro comum nas campanhas do tipo “rico em dados, porém pobre em informações” consiste em níveis díspares de precisão, para as diversas variáveis. Emprega-se melhor o tempo, dinheiro e esforços quando se determina um nível comum de precisão ainda nas fases iniciais da campanha.

A avaliação da qualidade da água dos reservatórios deve refletir os usos da água, bem como as condições da área em que a água é retirada sua qualidade na origem, (tributários). Geralmente coleta-se a água para avaliação de sua qualidade, na parte mais profunda do reservatório, próximo à barragem. Isto pode ser utilizado para alguns reservatórios de pequeno porte (ap. 10 km de eixo horizontal, prof. max. 10 metros, prof. média 4 metros).

Entretanto, em reservatórios de grande porte (> 5 km³ de água) com muitos compartimentos é necessário um esforço amostral mais amplo que possa abarcar o corpo central, diferentes compartimentos e até a entrada de alguns tributários no reservatório. Além disto, o próprio monitoramento dos principais tributários para análise da carga pontual deve ser avaliado e executado quando se propõe estudar o balanço de massas no reservatório. O desenho de sistemas de amostragens que possa ser utilizado adequadamente para avaliar processos horizontais e verticais, complexos compartimentos, variedades, sistemas de operação, diferentes batimetrias e sinuosidades deve sem dúvida ser considerado. Uma média estatística válida, para todo o reservatório, deveria ser aplicável, por exemplo, para os pontos críticos das facilidades recreacionais, identificação das principais variáveis mais importantes, e diferenças entre elas nos diferentes pontos de coleta, e o desenvolvimento de relações funcionais entre as variáveis da qualidade da água, o que permite a modelagem da qualidade do reservatório.

A determinação da qualidade da água dos reservatórios é uma tarefa complexa e não é simples e demanda um conhecimento bastante avançado das características do ecossistema artificial e seu funcionamento.

Amostragens Preliminares à Construção do Reservatório

As campanhas para determinação da qualidade da água, preliminares à construção do reservatório, contemplam, além da área da barragem, toda a bacia hidrográfica. O objetivo da campanha é determinar o estado do meio ambiente, seus efeitos potenciais sobre o reservatório sobre o local e as populações afetadas

No referente à qualidade da água, o objetivo da campanha de coleta de dados é buscar determinar a qualidade das águas do futuro reservatório, sugerindo passos necessários para atingir os padrões almejados para os diversos usos que serão feitos, ajudando na seleção entre as diversas alternativas do projeto. Elas podem ser alternativas de localização da barragem, sua altura, construção de diques nas bacias hidrográficas, estações de tratamento nas principais fontes poluidoras e muitas outras recomendações relacionadas às características construtivas que podem interferir na qualidade da água.

A área desta análise deve basear-se em um reconhecimento local das bacias hidrográficas, verificando-se os tipos de uso das terras, localização das indústrias e comunidades, grau de tratamento dos efluentes industriais e áreas com elevada poluição difusa. Deve-se também considerar o futuro desenvolvimento na área de bacias hidrográficas, tais como novas indústrias, relocação populacional e novos centros de recreação. Todas as vazões afluentes, que isoladamente ou em conjunto representam mais de 90% das vazões totais recebidas pelo reservatório, devem ser estudadas. Em casos em que uma grande de poluição esteja localizada em um pequeno riacho, essa fonte hídrica não pode ser desprezada em função de sua pequena vazão. Em casos de focos pontuais, deve-se posicionar estações de amostragem tanto acima como abaixo do local, de forma que se possa avaliar a poluição daquela fonte específica.

Otimização da Distribuição e Espaçamento Temporal das Amostragens

Teoricamente é conhecido o fato de que, até determinado ponto, pode-se obter mais resultados com mais informações, entretanto, com o aumento no volume de informações, elas eventualmente perdem qualidade, e caso elas ultrapassem um número crítico, criam mais confusão que explicação. Geralmente, o número escolhido para estações de amostragens horizontais e verticais é, por necessidade, fruto da combinação entre tempo, condições econômicas, disponibilidade de mão de obra e dos objetivos almejados, incluindo-se na análise considerações sobre o tamanho, sazonalidade e estrutura térmica do reservatório. Para determinar o posicionamento das amostragens os pontos de coleta devem ser georeferenciados, e sua localização deverá ser realizada em função da morfometria, profundidade máxima, e condições operacionais disponíveis. Se o corpo principal do reservatório for extenso, e relativamente homogêneo vertical e horizontalmente é perfeitamente aceitável realizar coleta em um único ponto que é representativo do conjunto. Isto foi demonstrado por Tundisi *et al.*, 1978. É preferível iniciar uma coleta em reservatório fazendo-se uma avaliação preliminar da variabilidade espacial. Isto pode ser realizado com a organização de um amplo programa de amostragem que depois será reduzido aos pontos críticos e prioritários demonstrados na amostragem preliminar (STRASKRABA *et al.*, 1993).

O tempo de amostragem depende do grau de variabilidade. Intervalos regulares de amostragem são mais fáceis de ser analisados estatisticamente, porém amostragens mais frequentes durante períodos de grandes mudanças garantem maior precisão dos valores dependentes do fator tempo. Por exemplo na represa da UHE Carlos Botelho, (Lobo/ Broa) amostragens intensivas são realizadas no período de verão e no período de inverno (TUNDISI *et al.*, 2003). Podem estabelecer-se intervalos mais espaçados durante épocas com baixa atividade biológica, tais como períodos frios em regiões temperadas. Amostragens frequentes durante cheias melhoram significativamente a estimativa das cargas anuais. De fato, as cheias podem ser as responsáveis por grande parte da carga conforme demonstrado por Tucci (2014). Este fato é particularmente verdadeiro para as vazões afluentes ao reservatório, nas quais as concentrações de poluentes são altamente dependentes das vazões. Uma vez que a execução de amostragens em função das vazões não é tarefa fácil; recomenda-se que se façam amostragens contínuas, o que pode ser executado mediante o emprego de diversos equipamentos automáticos

Para um controle-padrão da qualidade da água sugerem-se dois procedimentos: o **procedimento orientativo** pode ser utilizado em reservatórios pequenos sem graves problemas de qualidade e o **procedimento sistemático** pode ser utilizado nos outros casos. No **procedimento orientativo**, são coletadas amostras de água em somente um local do reservatório, durante os períodos de maior estratificação e os de mistura completa. No **procedimento sistemático** coletam-se amostras em todos os locais em que se verifica a entrada das principais vazões no reservatório, dentro do corpo hídrico e nos pontos onde a água é drenada a jusante. **Vazões afluentes ao reservatório:** o local de amostragem do tributário deve ser posicionado acima do nível máximo de cheia e o mais próximo possível, a jusante, dos focos de poluição. Deverão ser coletadas amostras em toda a seção transversal do rio, uma vez que amostras feitas em uma margem podem apresentar grandes diferenças em relação a outras feitas na margem oposta. Água lançadas diretamente no reservatório, provenientes de fontes poluidoras devem ser monitoradas separadamente. **Corpo hídrico do reservatório:** O número e distância entre as profundidades de coleta dependem da profundidade do reservatório e do seu grau de estratificação. Recomenda-se o emprego de instrumentos automáticos (tais como o termistor) para estimar o grau de estratificação no local de amostragem, podendo-se, então, selecionar adequadamente as profundidades de coleta de amostras. Amostras coletadas de forma consistente, na mesma profundidade ao longo do ano, são mais fáceis de analisar estatisticamente, porém podem-se obter mais informações adicionais importantes quando as amostras são coletadas nas profundidades onde se verificam as maiores mudanças. Uma indicação da profundidade do epilímnio pode ser feita determinando a profundidade na qual desaparece o disco de Secchi e assumindo que a profundidade do epilímnio é de 3 vezes aquela medida pelo disco acumulem nesses locais. Um perfil vertical normalmente é suficiente em reservatórios pequenos e médios. Entretanto, ele deverá ser complementado por amostras coletadas na zona onde afluem os rios (JØRGENSEN *et al.*, 2005; STRASKRABA & TUNDISI, 2009, 2013).

Amostragem Simultânea Multiparamétrica e Tecnologias Acopladas

O acoplamento de diferentes tecnologias de monitoramento físicos, químicos e biológicos, é um avanço fundamental na avaliação da qualidade da água e das condições limnológicas

dos rios antes do fechamento da barragem durante o enchimento e depois de ocorrer o fechamento. estas tecnologias podem ser descritas da seguinte forma:

- **Perfis verticais com sondas multiparametricas amostrando continuamente a coluna de água.**
- **Monitoramento em tempo real em um ponto fixo do reservatório com transmissão de dados em tempo real via satélite, radio ou telefone.**
- **Perfis horizontais contínuos que permitem identificar gradientes físicos-químicos e biológicos ao longo do eixo horizontal do reservatório.**
- **Filmagem simultânea às coletas a partir de drones.**
- **Fotografias simultâneas às coletas e amostragens para caracterizar peculiaridades ou processos inusitados ocorrendo durante o trabalho de campo.**
- **Registro permanente e contínuo de condições climatológicas que deverão ter repercussão sobre os parâmetros físicos, químicos e biológicos coletados.**
- **Imagens de satélite (sensoriamento remoto) com diferentes resoluções espectrais se possível para identificar espacialmente e horizontalmente aglomerações de organismos, diferenças espectrais na água de superfície – o que possibilita identificar – por exemplo substâncias orgânicas dissolvidas como humatos.**
- **Coletas simultâneas de organismos, Fitoplâncton, zooplâncton, peixes, macroinvertebrados bentônicos e sedimento possibilitarão melhores condições de interpretação dos resultados e das interrelações entre parâmetros.**

Este conjunto de dados coletados fornece as seguintes informações:

- **Distribuição horizontal de aumentos explosivos de cianobactérias.**
- **Áreas de maior concentração de materiais orgânicos e orgânicos em suspensão.**
- **Áreas com baixa e elevada turbidez.**
- **Deslocamento vertical das plumas dos rios contribuintes, que podem carrear poluentes e sólidos em suspensão.**
- **Distribuição horizontal da clorofila A e localização de concentrações altas e baixas de fitoplâncton.**
- **Localização de mortalidade de peixes.**
- **Pode-se representar a distribuição do fósforo e nitrogênio total mediante uma criteriosa análise e correlações específicas de outras variáveis do reservatório, tais como a clorofila A, temperatura, transparência e coeficiente de absorção.**
- **Deteção de concentrações de macrófitas.**
- **No reservatório de Barra Bonita, Novo *et al.*, (1993) definiram a distribuição horizontal da clorofila A, matéria orgânica em suspensão, nitrogênio e fósforo mediante o uso de imagens geradas pelo LANDSAT e amostras com gradiente horizontal (NOVO *et al.*, 1997).**

Monitoramento Automático e Monitoramento em Tempo Real

Podem-se diferenciar dois métodos de monitoramento automático: (i) monitoramento descendo uma sonda a diferentes profundidades e (ii) monitoramento mediante a gravação de dados ao longo do tempo. Em alguns casos, é possível a combinação dos dois métodos. Além disto é possível promover monitoramento em tempo real com a transmissão de dados físicos químicos e biológicos (Clorofila) via telefone, satélite ou rádio. Este tipo de monitoramento possibilita um avanço considerável na interpretação do funcionamento dos reservatórios e dá

aos gerentes condições de imediata intervenção em caso de emergências ou acidentes ou de pulsos de poluição por exemplo.

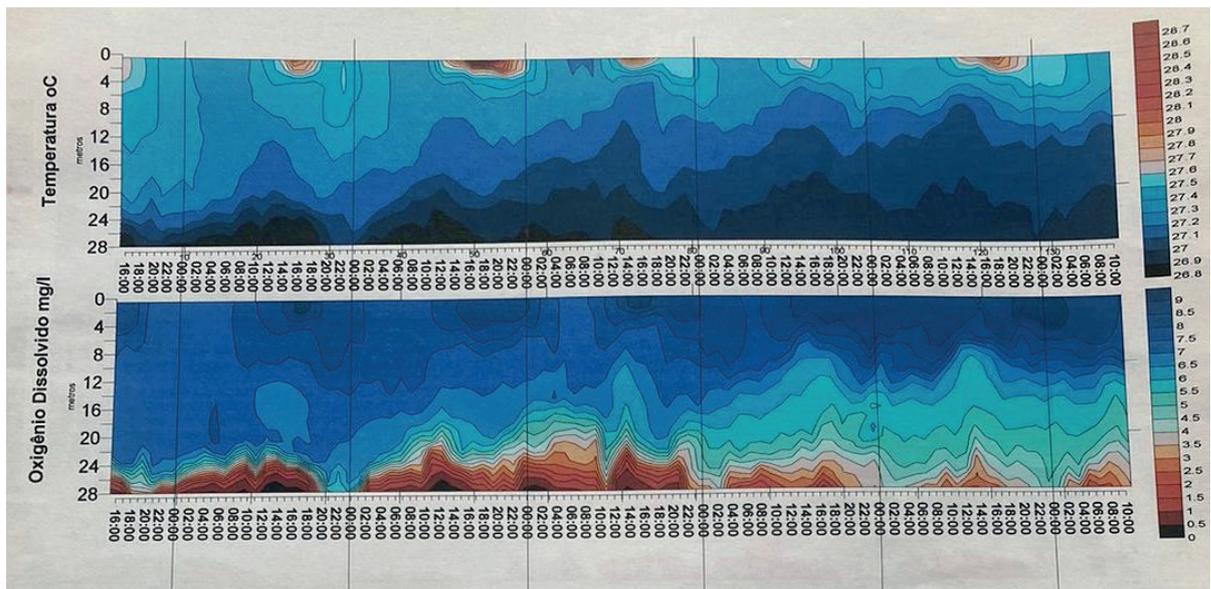


Figura 72 – Monitoramento em tempo real da concentração de oxigênio e temperatura na Represa de Lajeado Rio Tocantins. Fonte: Relatório de Consultoria IIE – Investco, 2003.

Capítulo 7

Modelagem Matemática: Uso de Modelos para o Gerenciamento Integrado e Preditivo

Introdução e Problemas Gerais

Modelos matemáticos são ferramentas importantes e fundamentais para a gestão. Modelos matemáticos podem ser utilizados com muita eficiência para a tomada de decisões referentes a tecnologias de prevenção ou recuperação de reservatórios. O objetivo deste capítulo é descrever os diferentes modelos e indicar em quais casos poderão ser utilizados para a tomada de decisões. Os modelos matemáticos são amplamente utilizados atualmente para o gerenciamento da qualidade das águas de reservatórios e para a resolução de outros problemas. Modelos podem ser definidos como as expressões formais, em termos matemáticos das relações entre os elementos essenciais de um problema. Um diagrama conceitual contendo os principais componentes e suas interrelações é a primeira forma da formulação do problema. Vários tipos de modelos podem ser utilizados e foram aplicados para resolver problemas de gerenciamento de lagos e represas: *Modelos de eutrofização, modelos de substâncias tóxicas, modelos de qualidade da água, modelos para otimização da pesca, acidificação de lagos e represas e modelos de áreas alagadas; em alguns reservatórios modelos hidrodinâmicos foram utilizados (Ver a modelagem hidrodinâmica aplicada ao reservatório de Lajeado, Tocantins) Também foram utilizados modelos tratando de avaliação de risco ambiental.*

Qualidade e quantidades de água são tratadas nestes modelos, pois ambas estão intimamente relacionadas. Por exemplo, as cargas externas em reservatórios dependem das vazões dos tributários e das descargas difusas que aumentam com o aumento da drenagem durante as precipitações.

Além dos modelos de qualidade da água, para resolver e prognosticar problemas de poluição, contaminação e eutrofização, pode-se também elaborar modelos que implicam em um conjunto de processos no reservatório, que vão desde o *transporte de material em suspensão, os florescimentos de cianobactérias, a sucessão fitoplanctônica, e as interações sedimento-água.* Pode-se elaborar um conjunto de modelos parciais de cada um dos processos e depois integrá-los em uma visão sistêmica.

Problemas para Cujas Soluções é Útil o Emprego de Modelos Matemáticos

Utilizam-se modelos matemáticos no gerenciamento da qualidade da água de reservatórios com os seguintes objetivos:

Em geral:

- Para estimar os focos de poluição existentes nas bacias hidrográficas por meio de modelos com cálculos simples.
- Preliminarmente à construção do reservatório:
- Para estimar o balanço dos principais componentes existentes nos rios que fluem para o reservatório, e as vazões liberadas pelo mesmo.
- Para facilitar a análise e fundamentar a escolha final das diversas alternativas quanto ao local para construção da barragem, às alturas da barragem, às vazões a serem liberadas e suas obras conexas.
- Para prever as condições de qualidade da água futuras do reservatório e as consequências das diferentes opções de gerenciamento.
- Em reservatórios existentes:
- Para prever possíveis situações no referente à qualidade da água, quando as condições ambientais das bacias hidrográficas forem alteradas por atividades antrópicas.
- Para fornecer estimativas que permitem a tomada de decisões sobre diferentes opções de gerenciamento num horizonte de longo prazo.
- Para apoiar decisões de gerenciamento a curto prazo com relação à qualidade da água.
- Para otimizar as campanhas de coleta de amostras e o controle da qualidade da água.

Visão Geral dos Modelos Existentes para Reservatórios, Modelos de Simulação, Características e Aplicações

Existe um grande número de modelos ecológicos e matemáticos que promovem avaliações e soluções para diferentes processos na gestão de reservatórios e na resolução de problemas como contaminação, eutrofização, qualidade da água, e toxicidade.

Os diferentes modelos exigem grupos de variáveis e quantificações diversas e sua especificação está demonstrada nesta tabela.

Elementos dos Modelos Ecológicos

Um modelo ecológico, em sua formulação matemática consiste em cinco componentes primários:

Funções de força ou variáveis externas

Estas são funções ou variáveis da natureza externa que influenciam o estado do ecossistema. A pergunta fundamental é a seguinte: como a variação das funções de força podem afetar o ecossistema e seu funcionamento. Por exemplo, na represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) as principais funções da força que atuam sobre este ecossistema são: o vento,

a precipitação e a radiação. As funções de força podem ser variáveis naturais como o caso acima descrito ou variáveis artificiais, por exemplo, funções de força controladas pelo homem, conhecidas como funções controladoras.

Variáveis de estado

Descrevem o estado do ecossistema. A seleção destas variáveis é essencial para a estrutura dos modelos, e, depende do modelo conceitual elaborado.

Equações matemáticas

Estas são utilizadas para representar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no ecossistema. Descrevem as relações entre as funções de força, as variáveis de estado e as relações entre estas variáveis do estado (por exemplo, concentração de fósforo e nitrogênio e biomassa). Os detalhes de cada equação matemática que descrevem estas relações dependem de cada ecossistema e seu funcionamento.

Parâmetros

São coeficientes na representação matemática dos processos que ocorrem no ecossistema. Podem ser considerados constantes para um determinado ecossistema, ou parte do ecossistema (componentes).

Um dos problemas mais críticos com relação aos modelos matemáticos e ecológicos é a definição de parâmetros. Por exemplo, a definição paramétrica de excreção de amônia por peixes é um dos importantes parâmetros nos modelos de eutrofização. Outros parâmetros importantes, são a taxa de crescimento do fitoplâncton, sob a situação de diferentes concentrações de nitrogênio e fósforo.

Os parâmetros devem ser baseados em processos e modificações experimentais e medições experimentais. Para cada ecossistema e seu componente devem ser efetuadas medições experimentais que dependem de rigoroso processo em laboratório ou medidas sequenciais no campo de grande intensidade, eficiência e com rigor científico.

Constantes universais

Em modelos ecológicos constantes universais como pesos atômicos e constantes de gases são utilizados.

Procedimento de Modelagem

Três procedimentos fundamentais são necessários para o desenvolvimento da modelagem:

Verificação – É o teste de lógica interna do modelo: por exemplo, o modelo reage como o esperado? É o modelo estável?

Calibração – Refere-se ao ajuste entre os dados computados e os observados. Deve ser, principalmente desenvolvido utilizando-se software que possibilite encontrar os parâmetros que melhor se adequam aos valores observados e aqueles computados.

Validação – Refere-se à relação entre os produtos de modelagem e os dados apresentados pelas medições. Uma comparação entre os valores da predição e os valores da observação é fundamental na validação e esta deve ser utilizada para determinar o desvio padrão da predição ou prognóstico.

Modelos como Instrumentos ou Ferramentas de Gerenciamento de Represas

Um dos problemas principais no gerenciamento de reservatórios é determinar como a variação de certas funções de força pode influenciar no funcionamento do ecossistema.

O modelo pode ser utilizado para prever a resposta do ecossistema a estas alterações, ou seja, como a manipulação de certas funções de força pode promover alterações no funcionamento do ecossistema.

O controle das funções de forças como, a regulação do nível da água em reservatórios, a descarga de poluentes, o controle de pesca, o controle do tempo de retenção, são exemplos do que pode ser gerenciado no controle da eutrofização de um reservatório. O modelo de controle de eutrofização pode ser ilustrado a partir do modelo conceitual do ciclo do nitrogênio em um reservatório.

Modelos de Qualidade da Água

Modelos matemáticos podem ser utilizados para prognosticar mudanças na qualidade da água devidas a alterações nas descargas de águas contaminadas ou poluídas nos reservatórios. Modelos de qualidade de água podem ser utilizados para estabelecer prioridade para a redução das descargas de contaminação, poluição ou nitrogênio e fósforo (FORD, 1980). Pode-se, também, para novos reservatórios, estabelecer critérios e prioridades no controle das funções de força. Os modelos de qualidade da água são classificados de acordo com a complexidade do modelo, tipo de corpo e receptor e os parâmetros de qualidade da água que o modelo pode prever.

- A complexidade dos modelos da qualidade da água é uma função de quatro fatores:
- O número e o tipo dos indicadores de qualidade da água. Quanto maior o número de indicadores maior a complexidade dos modelos.
- O nível de detalhe espacial. Quanto maior o número de pontos de contaminação e os pontos de coleta de qualidade da água, maior é a complexidade do modelo.
- O nível de detalhe temporal.
- É muito mais fácil prever médias estáticas de longo prazo do que mudanças dinâmicas de curta duração na qualidade das águas.
- A complexidade do corpo de água sob modelagem.
- Reservatórios rasos, (< ou = 5m prof.), turbulentos são mais fáceis de modelar do que reservatórios profundos (> 50m prof.) estratificados.

A Tabela 51 apresenta os dados necessários para utilização em modelos de qualidade da água.

Tabela 51 – Dados necessários para uso em modelos de qualidade da água.

<u>Dados necessários</u>	<u>Comentários e avaliações</u>
Fluxo de água	Necessários para todos os modelos de qualidade das águas. Taxas médias de vazão são necessárias para modelos mais simples. Informações detalhadas, dinâmicas são necessárias para modelos mais complexos.
Tempo de retenção dos reservatórios	A relação volume/vazão é fundamental para estabelecer o arcabouço do modelo de qualidade da água nos reservatórios.
Temperatura	Temperaturas médias de superfície das águas, são requeridas por modelos simples; para modelos complexos são necessários perfis verticais com longas séries temporais.
Concentração de oxigênio dissolvido	Concentrações requeridas dos tributários e reservatórios.
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Concentrações e cargas a partir dos tributários e no corpo receptor.
Amônia, Nitrato, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Metais Pesados, Compostos Orgânicos Tóxicos.	Concentrações e cargas a partir dos tributários para todos os casos de alternativas de gerenciamento da qualidade da água.

Fonte: Jørgensen *et al*, 2005; Straskraba & Tundisi, 2009, 2013.

Todos os modelos requerem concentrações e cargas dos poluentes a partir das fontes: efluentes industriais; esgotos domésticos; efluentes com diferentes cargas da poluição de várias origens.

Tabela 52 – Parâmetros de qualidade das águas utilizados pelos modelos.

- Oxigênio dissolvido.
- Demanda Bioquímica de oxigênio.
- Temperatura.
- Nitrogênio Amônia.
- Coliformes fecais.
- Concentração de fitoplâncton.
- Nitratos.
- Fosfatos.
- Compostos orgânicos tóxicos.
- Metais pesados.

Fonte: Jørgensen *et al*. 2005 ; IECT, 2001.

Modelos com Cálculos Simples

Esses modelos consideram coeficientes de carga correspondentes a diversos tipos e unidades de utilização do solo. O valor final resulta da multiplicação dos coeficientes pelo número de unidades correspondentes dentro da área considerada (áreas dos diversos tipos de cobertura, dados populacionais, números de animais por espécies, etc). Para facilitar o cálculo das áreas, utiliza-se, em alguns casos, o GIS. No gerenciamento da qualidade da água são utilizados muitos modelos de cálculos simples. Os mais amplamente empregados são aqueles que determinam as cargas de diversos elementos em função dos diversos tipos de uso da terra. Exemplos é o **TETrans** de Corwin & Waggoner (1991).

Tabela 53 – Modelos para estimar cargas difusas.

Modelo	Autor	Região onde é aplicável
Retenção de nitrogênio em reservatórios rasos	Kelly et al., ampliado por Howard et al., 1996	Hemisfério Norte
Retenção de fósforo em reservatórios estratificados	Straskraba et al., 1995	Hemisfério Norte
Retenção de matéria orgânica em reservatórios	Straskabova, 1976	Europa Central
Demanda de oxigênio hipolimnético	Staufer, 1987	EUA
"Modelo de número de lago" - especificação de estratificação	Imberger & Patterson, 1990	Austrália
Modelo de estratificação térmica - RSTEMP	Straskraba & Gnauck, 1995	Europa Central
Modelo de OD e P em reservatórios estratificados	Chapra & Canale, 1991	EUA
Modelo para perfil de oxigênio ao final do verão	Molot et al., 1992	EUA
Modelo para alternativas de descargas hipolimnéticas	Horstman et al., 1983	EUA

Fonte Jørgensen et al., 2005; Straskraba & Tundisi, 2009, 2013.

Os modelos utilizados para o gerenciamento da qualidade da água indicam as seguintes atividades e procedimentos:

- Estimativa das fontes de poluição e cargas a partir das bacias hidrográficas;
- Para desenvolver predições sobre as futuras condições da qualidade da água;
- Para promover estimativas e futuras decisões sobre opções de uso considerando planejamento de longo prazo;
- Para apoiar decisões de gerenciamento da qualidade da água em curto prazo;
- Para otimizar estratégias de amostragem e controle da qualidade da água;
- Para avaliar riscos ambientais associados com a descarga de micropoluentes.

Modelos Dinâmicos Estruturais

Muitos modelos são estruturas rígidas com um número fixo de parâmetros. Nestes casos é difícil substituir componentes. Entretanto pode ser necessário introduzir parâmetros que podem variar de acordo com as alterações das variáveis de estado. Outros tipos de modelos mais avançados, podem ser utilizados para incorporar mudanças em composição de espécies, isto é pela capacidade das espécies (ou seja das propriedades dos componentes biológicos do sistema), de alterar suas propriedades que são adaptação às condições a que são submetidas. Esses modelos são denominados *MODELOS DINAMICOS ESTRUTURAIIS*. Estes modelos representam a geração mais atual de modelos ecológicos que incorporam mudanças na composição de espécies. Poucos modelos incorporam as alterações na composição de espécies, ou seja a capacidade das diferentes espécies de alterar suas características e comportamento básico dentro de certos limites. Straskraba, (1979), utilizou maximização de biomassa como objetivo principal (“**Goal function**”). Um software é incluído que computa biomassa para um grande número de combinações dentro de um gradiente realístico. O uso da biomassa como objetivo principal tem um limite que é o número de níveis tróficos e é necessário utilizar componentes de vários níveis tróficos para dar consistência a estes modelos. A variável termodinâmica **EXERGIA** tem sido utilizada como objetivo principal em modelos ecológicos. Esta variável tem algumas vantagens como objetivo principal e é mais apropriada do que por exemplo modelos que usam entropia (Odum 1983). O uso de Exergia é definido como estando o ecossistema afastado do equilíbrio termodinâmico e está relacionado a variáveis de estado que poderão ser facilmente determinadas tais como biomassa, composição de espécies e concentração de nutrientes.

A EXERGIA expressa uma medida de qualidade, quantidades, de recursos naturais especialmente da biota, e pode ser considerada como combustível que converte energia e matéria em um processo metabólico. A EXERGIA, portanto, é a quantidade de trabalho que o ecossistema desenvolve quando em equilíbrio com suas características ambientais, e está afastado da “sopa inorgânica”. Portanto a EXERGIA, depende do ambiente e do sistema e não somente do ecossistema e seus componentes biológicos. A EXERGIA pode ser portanto calculada inteiramente a partir da energia química e é **considerada como a energia utilizada para produzir informação (Biodiversidade e Gens)** (JØRGENSEN & SVIREZHEV, 2004). Sobrevivência implica na manutenção da biomassa, enquanto que crescimento significa aumento da biomassa. A EXERGIA mede portanto crescimento e sobrevivência. As condições de um ecossistema mudam paulatinamente. O sistema deverá selecionar as espécies que contribuem para a manutenção e o crescimento da EXERGIA deste ecossistema. O fluxo de energia através da biosfera, está continuamente produzindo ordem organizando padrões a partir de materiais básicos desorganizados (“a sopa inorgânica”). Estes materiais básicos são provenientes de material reciclado de produtos residuais e que foram depreciados. A reciclagem destes materiais e sua organização através da EXERGIA e do afastamento do equilíbrio termodinâmico impulsiona o sistema para o máximo processo de organização, e para o aproveitamento cada vez mais eficiente da energia disponível. Isto se dá através do aumento da biomassa, e do crescimento das espécies mais efetivas nesse aproveitamento o que é representado pela sucessão de espécies. Implica também em aumento da informação produzida pela diversificação de gens. A figura mostra o ciclo ordem e desordem em um ecossistema como os reservatórios. A fórmula, a seguir apresenta como se calcula a exergia total do ecossistema com a soma de todas as contribuições.

$$EX = \sum_{i=1}^n . Bi . Ci . f$$

Esta é indicação importante para acessar a saúde do ecossistema. Portanto a exergia expressa a biomassa e o nível de informação. Uma tabela com o numero de gens não repetitivos para diferentes organismos representa o peso para diferentes grupos e permite o calculo da exergia com a formula acima (**Tabela esta no Anexo 13**). O uso da exergia nos modelos dinâmicos estruturais propõe portanto um avanço considerável no desenvolvimento de modelos que possibilitam uma avaliação das condições do ecossistema e sua evolução. Como a energia solar supriu durante todo o processo evolutivo o crescimento da biomassa a diversidade de espécies e a informação a pergunta é qual a eficiência do sistema. Ocorre que se não há limitação de energia há limitação de materiais que são utilizados competitivamente. E. portanto esta eficiência não é maior do que 1,5%. Um sistema com um alto nível de exergia, tem maior biodiversidade, maior nível de informação genética e redes complexas. No caso de reservatórios é importante considerar que as alterações em funções de força como as regras de operação ou mudanças bruscas em fatores climatológicos podem produzir, degradação no nível da energia. Poluição também pode produzir degradação no nível de exergia.

A aplicação dos diferentes modelos permite resoluções espaciais e temporais altamente relevantes em reservatórios pois amplia a capacidade de gestão uma vez que pode identificar por exemplo áreas criticas no reservatório quanto à circulação e qualidade da água ou promove um melhor conhecimento quantitativo sobre transporte de sedimentos. Pode ainda orientar os gestores quanto às diferentes áreas de recreação, ou onde estabelecer cultivo de peixes em tanques rede. A aplicação conjunta, portanto, dos modelos de qualidade da água e hidrodinâmica em 3D produz um enorme avanço na avaliação da dinâmica temporal e espacial destes ecossistemas.

Caracterização e Avaliação de Modelos de Simulação e Hidrodinâmica e da Qualidade da Água em Reservatórios

Este trabalho de revisão foi realizado e organizado pelo Dr. Sergio Eiger da USP. É altamente relevante para a escolha de modelos de qualidade da água e hidrodinâmico. O que é colocado neste livro é um sumario dos principais modelos analisados criticamente pelo Dr. Eiger (1998).

1) Modelo Delft 3D

- *Modulo hidrodinâmico DELFT 3D FLOW;*
- *Modelos de transporte de constituintes;*
- *Detalhes de Hardware e Software.*

2) Modelo Mike 3

- *Modelo hidrodinâmico;*
- *Hidráulica ambiental;*
- *Pré e pós processamento;*
- *Detalhes de Hardware e Software.*

3) Modelo GLLVHT

- *Modulo hidrodinâmico HDM;*
- *Modulo de qualidade da água WQM;*
- *Modulo de transporte de Sedimentos STM;*
- *Módulos de rastreamento de partículas PTM;*
- *Modulo de derrame de petróleo e outras substancias OCSM;*
- *Detalhes de Software e Hardware.*

4) Modelo CE – Qual – W2

- *Simulação da hidrodinâmica;*
- *Simulação da qualidade da água;*
- *Pré e pós processamento;*
- *Hardware necessário.*

5) Modelo WASPS

- *Modulo hidrodinâmico DYNHYD5;*
- *Modelagem da qualidade da água;*
- *Pré e pós processamento;*
- *Hardware necessário.*

6) Modelo DYSREM WQ-1.5

- *Modulo Hidrodinâmico;*
- *Módulos de qualidade da água;*
- *Pré e pós processamento;*
- *Hardware necessário.*

Fonte: Eiger, 1998.

Comentários e observações: Estes modelos envolvem modelagens tridimensionais, bidimensionais e unidimensionais. Há simulações sofisticadas da qualidade das águas e eutrofização e outras mais básicas e menos sofisticadas. De um modo geral e ainda de acordo com as análises de Eiger (1998) os modelos constituem pacotes computacionais que simulam: *a qualidade das águas dos reservatórios, a eutrofização o transporte de constituintes, como o transporte de sedimentos a hidrodinâmica dos reservatórios, a turbulência, módulos de rastreamento de partículas, módulos de metais pesados, módulos da dinâmica de nutrientes, módulos da dinâmica do fitoplâncton.*

Todos os diferentes modelos necessitam de uma base de dados e de informação científica extremamente robusta e qualificada com a obtenção de dados simultâneos das funções de força, variáveis e processos. Para dar um exemplo ao aplicar o modelo DELFT 3D (tridimensional) no reservatório Luis Eduardo Magalhães(LAJEADO) no Rio Tocantins foram realizadas 80 estações de coleta com perfis verticais de qualidade da água e simultaneamente foram realizadas medições de direção e velocidade da corrente nesses 80 pontos em toda a extensão do reservatório (Figura 73).

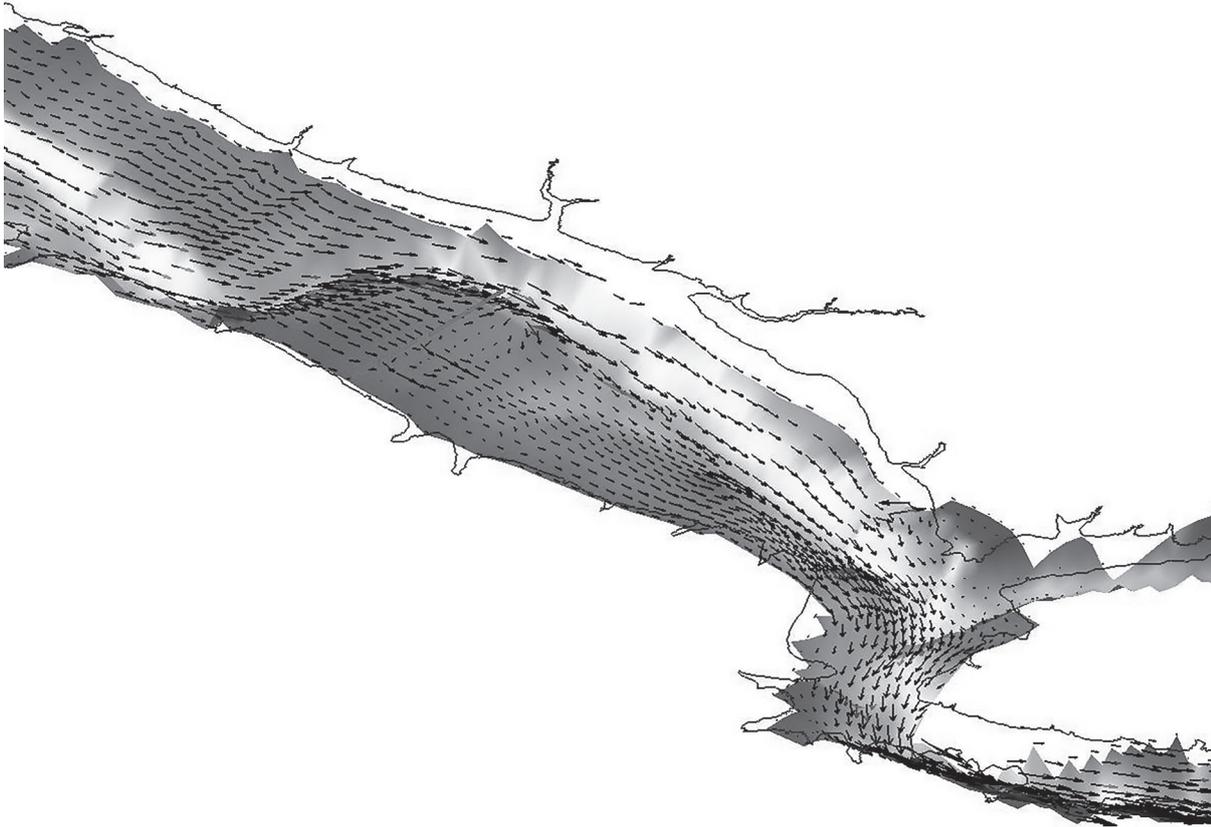


Figura 73 – Modelo hidrodinâmico: Correntes próximas ao fundo ao longo do trecho Palmas até Barragem da UHE Luis Eduardo Magalhães – Lajeado – Rio Tocantins. Dados obtidos com a aplicação do modelo hidrodinâmico 3 D da DELFT HYDRAULICS adquirido pelo AIIEGA (Apoio FAPESP). Fonte: Castro Filho B.M. & Carelli Fontes, 2002. Relatório IIE/ Investco, 2003. Resultado de contrato de consultoria.

A Tabela 54 mostra as principais características utilizadas para a formulação hidrodinâmica em reservatórios e a Tabela 55 apresenta a modelagem da turbulência utilizada nos vários tipos de modelos.

Tabela 54 – principais características para a formulação hidrodinâmica em reservatórios utilizadas pelos vários tipos de modelos.

MODELO	DIMENSÕES ESPACIAIS	OBSERVAÇÕES
DELFT 3D	3D	* Equações 3D da conservação da massa e do momentum
MIKE 3	3D	* Distribuição hidrostática de pressões
GLLVHT 7.0	3D	* Grandezas variáveis no tempo * Considera correntes de densidade * Considera efeitos do vento
CE-QUAL-W2	2D: Longitudinal + Vertical	* Equações 2D da conservação da massa e do momentum integradas na direção horizontal transversal * Distribuição hidrostática de pressões * Grandezas variáveis no tempo * Considera correntes de densidade * Considera efeitos do vento
WASP 5	Pseudo 3D	* Equações ID da conservação da massa e do momentum integradas em plano vertical * Distribuição hidrostática de pressões * Grandezas variáveis no tempo * Modelo do tipo link-node (rede de canais admitidas para representar o escoamento 3D) * Não simula estrutura vertical do escoamento * Não considera correntes de densidade * Considera efeitos do vento na rede de canais adotada
DYRESM-WQ 1.5	ID : Vertical	* Formulação envolvendo a conservação da energia na direção vertical * Rotula camadas com comportamentos distintos * Considera efeitos do vento * Simula (em ID) a desestratificação causada pela injeção de bolhas de ar.

Fonte: Eiger, 1998.

Tabela 55 – Modelagem da turbulência desenvolvida pelos vários tipos de modelos.

Modelo	Modelo de turbulência incluídos	Observações
DELFT 3D	<ul style="list-style-type: none"> * Turbulência uniforme * Modelos algébricos * Modelo k-L * Modelo k-E 	<p>*Os modelos k-E e k-L estão entre os modelos de turbulência mais sofisticados usados em aplicações práticas, pois apresentam uma característica de “universalidade” maior que os outros modelos citados</p> <p>*Em seguida, o modelo k e o modelo de Smagorinski apresentam-se como sendo mais limitados</p> <p>*O modelo de comprimento de mistura é um modelo clássico e tem sido bastante utilizado com relativo sucesso em estudo de simulação hidrodinâmica e de qualidade da água, embora não considere o transporte da turbulência no meio</p> <p>*Os modelos de coeficiente de viscosidade e de difusão turbulentas constantes são conceitual mente inadequados pois não consideram as características do escoamento na determinação de seus valores.</p>
MIKE 3	<ul style="list-style-type: none"> * Coeficiente de viscosidade turbulenta constante * Modelo de escala de Smagorinski * Modelo k (energia cinética de turbulência) * Modelo k-E * Mistura do modelo k-E com o modelo de Smagorinski 	
GLLVHT 7.0	* Modelo de comprimento de Mistura	
CE-QUAL-W2	* Modelo de comprimento de Mistura	
WASP 5	<ul style="list-style-type: none"> * Não modela escalas de turbulência pois é ID * Coeficiente de difusão turbulenta constante para qualidade da água 	
DYRESM-WQ 1.5	* Coeficiente de difusão turbulenta função do balanço energético de energia mecânica	

Fonte: Eiger, 1998.

O uso e a integração de vários modelos para o gerenciamento de reservatórios é fundamental. Modelos referentes a fenômenos localizados e parciais são incompetentes para o uso em gerenciamento. A figura abaixo mostra a integração de modelos utilizada no gerenciamento da Represa Luiz Eduardo Magalhães (Lajeado) no Rio Tocantins como exemplo.

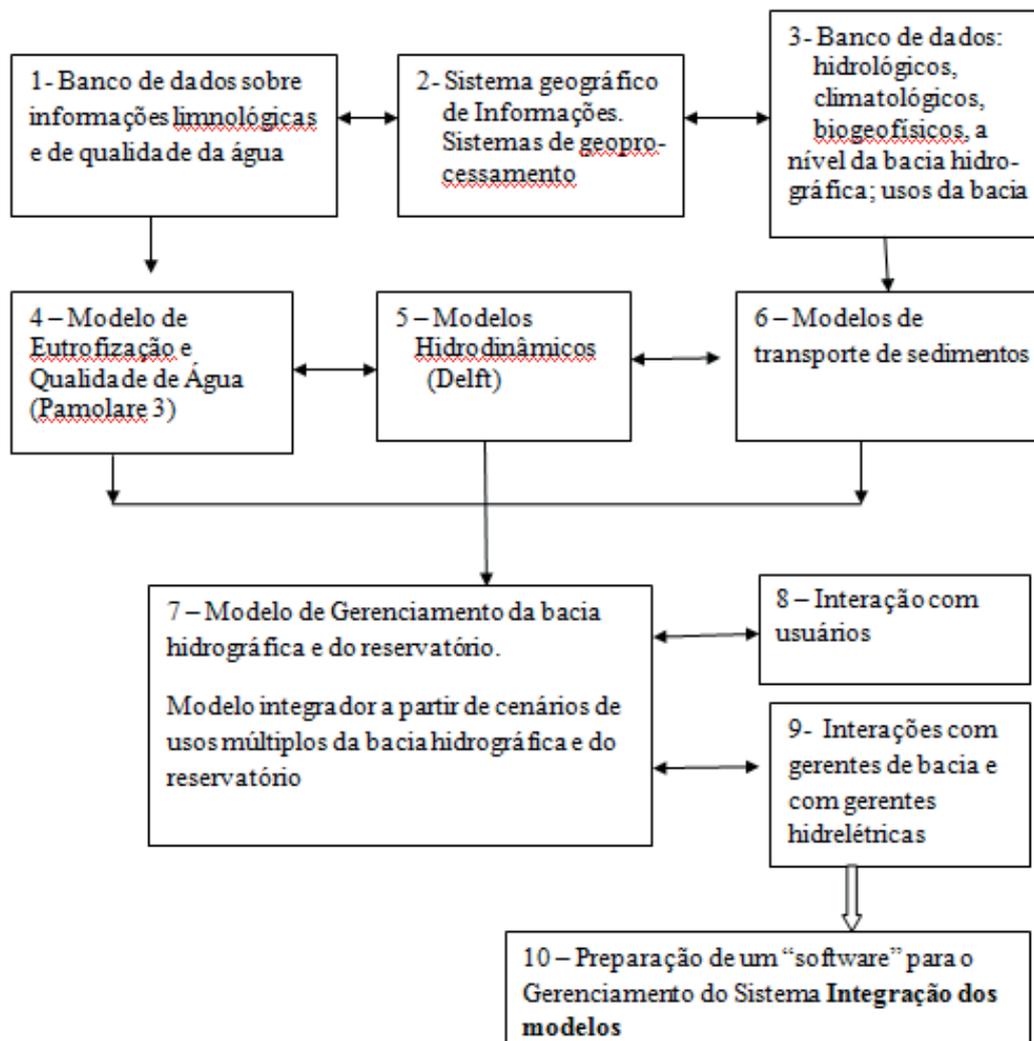


Figura 74 – Integração de modelos matemáticos e ecológicos no gerenciamento de represas. Fonte: Tundisi *et al.*, 2003 Relatório de Consultoria: Gestão Integrada do Reservatório Luiz Eduardo Magalhães (Represa do Lajeado, Tocantins (Contrato IIE/Investco, 2003). Apoio CNPq, Finep, Fapesp.

Os modelos ecológicos são baseados nas estruturas e funcionamento dos ecossistemas. Para compreender de forma mais adequada e consistente a dinâmica dos ecossistemas foi colocada e Figura abaixo que mostra a produção da ordem a partir da Energia Solar e a dinâmica do ecossistema (Figura 75).

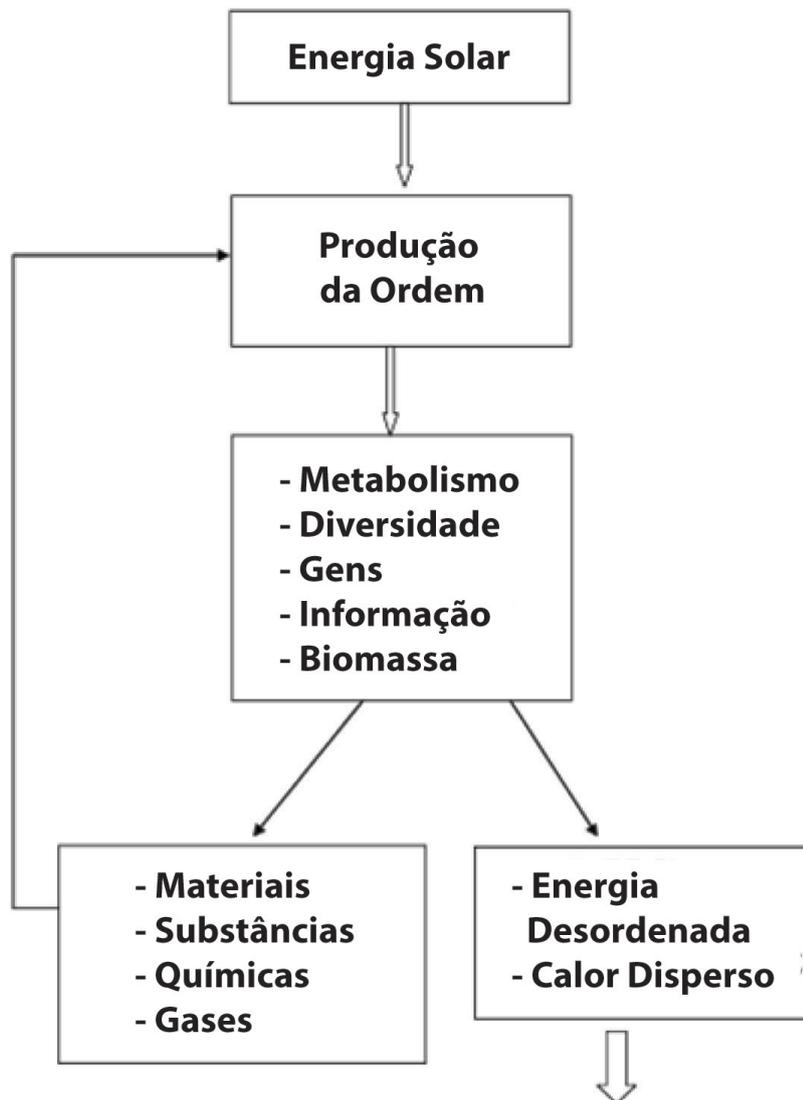


Figura 75 – A produção da ordem a partir da Energia Solar (modificado de ODUM H & ODUM E. 1976). Os modelos incorporam esta produção da ordem na organização conceitual e nas simulações.

A Figura 76 apresenta outro importante processo. Trata-se da interação entre a captação da Energia e a construção da informação representada pelo aumento de gens o que explica portanto os modelos de EXERGIA. Segundo Margalef (1997) o aumento da complexidade dos ecossistemas ocorre com o aumento da biodiversidade e da informação genética e a fixação da energia solar pela fotossíntese é a base do processo.

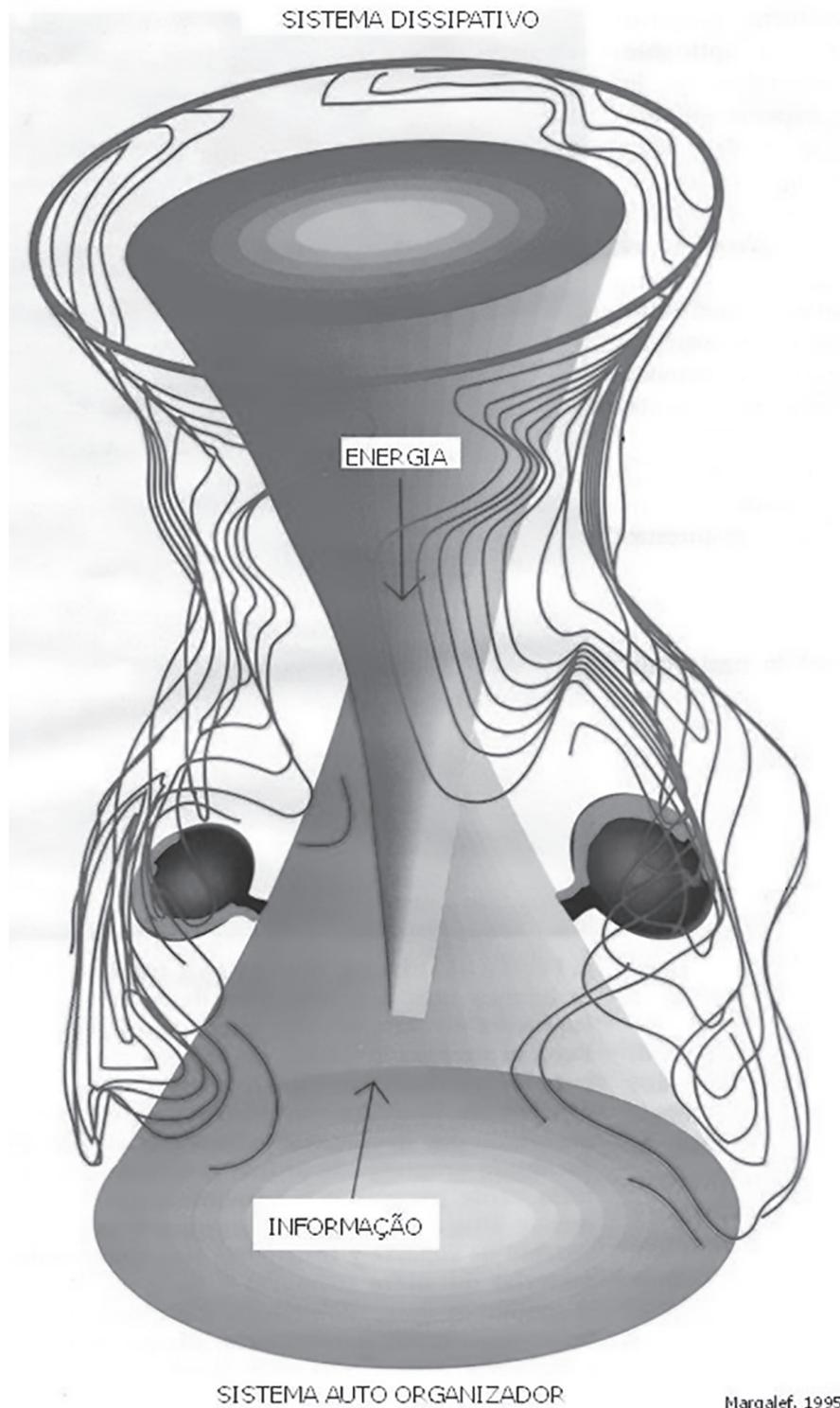


Figura 76 – A produção da ordem e do aumento do nível de informação a partir da Energia (MARGALEF, 1995) é a base conceitual de modelos de simulação e é fundamental na organização estrutural e funcional dos modelos de EXERGIA.

A seguir são apresentados os modelos da serie PAMOLARE (IETC, 2001) Este conjunto de modelos desenvolvido pelo ILEC (International Lake Environmental Committee) sob a liderança científica do Prof. Dr. Sven Erik Jørgensen, e colaboradores, utiliza o conceito de EXERGIA destinado ao gerenciamento de lagos e reservatórios. Baseado na EXERGIA do ecossistema, permite

predizer a dinâmica estrutural e a resposta do ecossistema em função de fatores externos de estado-observações e mensurações. Para tanto foram criadas matrizes de dados mensais das seguintes variáveis: **Fosforo e nitrogênio do sedimento, detritos em suspensão, fósforo e nitrogênio total dissolvidos, biomassa do fitoplâncton e zooplâncton no epilimnio e hipolimnio.** Os dados mensais observados e mensurados, foram posteriormente interpolados, resultando em matrizes de dados diários para serem aplicados ao modelo de EXERGIA.

Foram inseridos também os dados diários das funções de força: **Temperatura da Água, Radiação Solar, velocidade e direção do vento, vazão, carga de nitrogênio, carga de fósforo, e entradas de fitoplâncton, zooplâncton, detrito, carbono orgânico e oxigênio dissolvido.**

O estudo destes modelos foi aplicado para as Represas de Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo, Represa de Barra Bonita, Medio Tiete, e Represa Luiz Eduardo Magalhães (Lajeado), Rio Tocantins (TUNDISI, 2003) Figura 76.

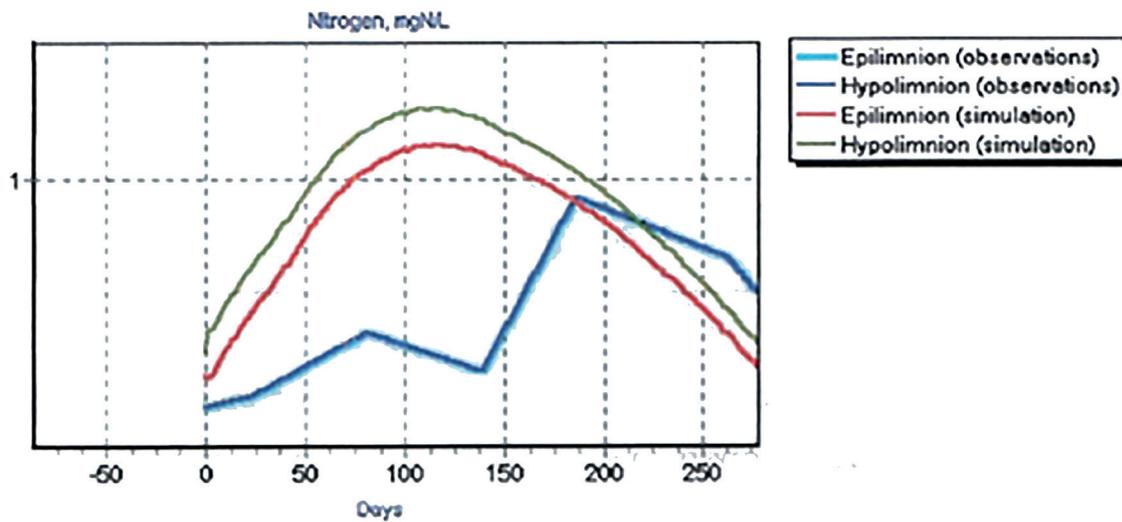


Figura 77 – Modelo de EXERGIA aplicado à represa de Guarapiranga – Região Metropolitana de São Paulo. Relatório de Consultoria. Contrato IIE/ SABESP, 2002.

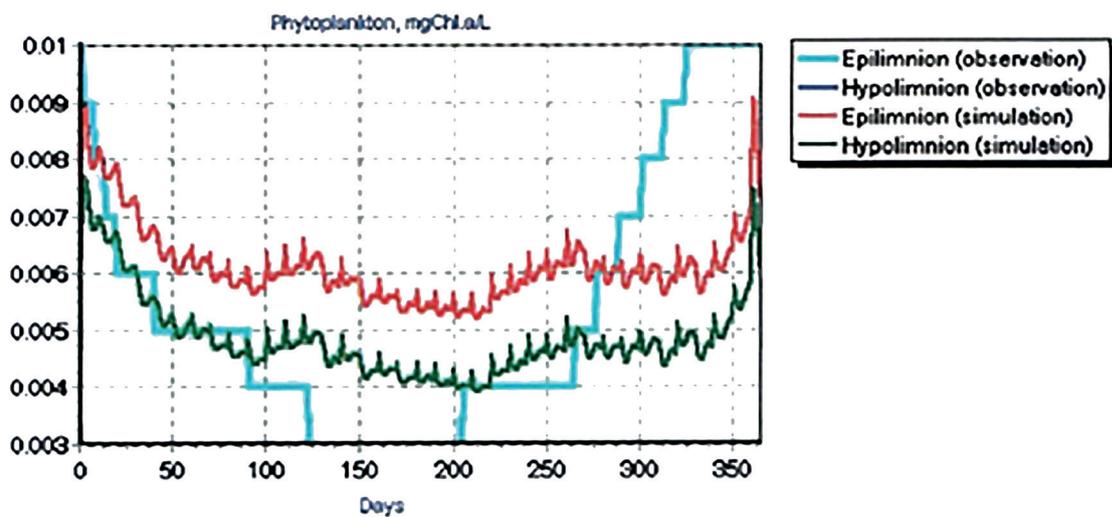


Figura 78 – Modelo de EXERGIA aplicado a Represa de Guarapiranga – Região Metropolitana de São Paulo. Contrato IIE/ SABESP, 2002.

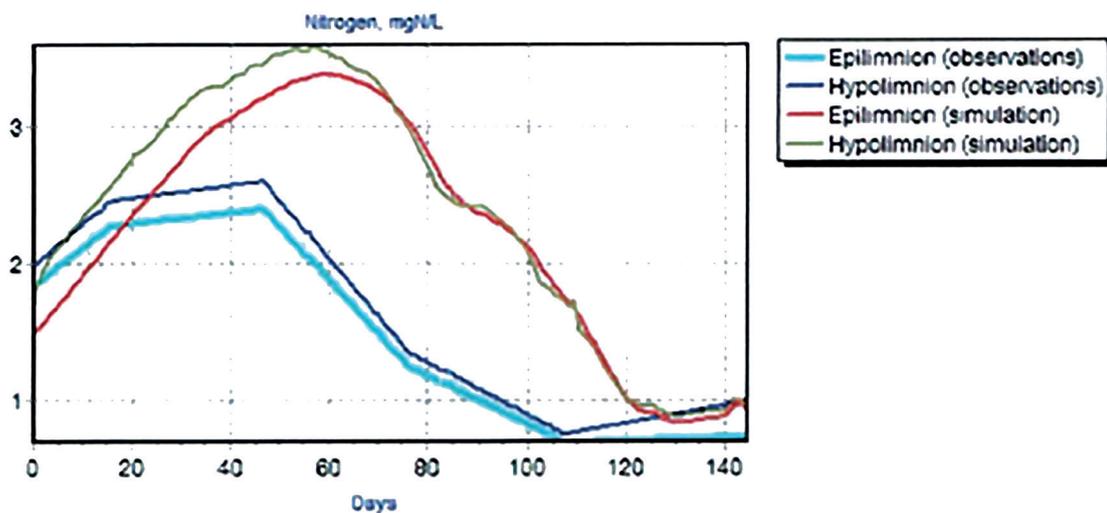


Figura 79 – Modelo de EXERGIA aplicado à Represa Luiz Eduardo Magalhães – Lajesdo – Tocantins. Contrato IIE /Investco, 2003.

Modelos de substâncias tóxicas. Nos últimos 30 anos modelos de substâncias e elementos tóxicos foram implementados como resultado do aumento do interesse e da necessidade de gerenciamento de substâncias e elementos tóxicos que causam poluição de águas superficiais e subterrâneas. Esses modelos procuram compreender os processos e rotas e efeitos de elementos e substâncias tóxicos nos ecossistemas. Estes modelos são essencialmente modelos biogeoquímicos pois eles descrevem o fluxo de massa de substâncias tóxicas. Esses modelos também são modelos de dinâmica populacional pois descrevem a influencia dos elementos e substâncias tóxicas na taxa de nascimento de organismos, na taxa de crescimento, e na mortalidade. A decisão sobre que classe de modelo aplicar, baseia-se no problema toxicológico que necessita solução. Por exemplo no caso da poluição por cobre e o modelo de poluição por cobre deve-se considerar. **Cobre no Sedimento; Complexos de Cobre no sedimento e as trocas entre esses dois compartimentos; íons de Cobre na água e concentração de Cobre nos organismos.** A taxa de transferência entre cada um dos compartimentos deve ser estimada para verificar se a concentração final de cobre nos organismos está acima ou abaixo dos níveis de tolerância. Há inúmeros modelos ecotoxicológicos e Jørgensen, Tundisi & Matsumura- Tundisi (2013) listam os seguintes modelos para diferentes elementos e substâncias:

- Cadmio;
- Mercúrio;
- Metais pesados;
- Chumbo;
- Substâncias radioativas;
- Hidrocarbonetos aromáticos;
- Mirex;
- Substâncias químicas persistentes;
- Pesticidas;
- Surfactantes;
- Aromáticos policíclicos.

Estes modelos utilizam as características dos ecossistemas como: **acumulo na rede alimentar, distribuição através de estudos hidrodinâmicos, mecanismos de transporte e taxas de transferência entre sedimento – água – organismos, degradação, adsorção, efeitos na saúde humana, taxas de tolerância de organismos e taxas de sobrevivência.**

Há um outro grupo de modelos que podem ser utilizados para avaliar o impacto ecológico de represas hidroelétricas. Este tipo de modelos e suas implicações analíticas e matemáticas foi desenvolvido por Thi Hanh T. N. *et al.* (2018).

Modulo V

Estudo de Caso

Capítulo 1

Represa de Barra Bonita

Neste capítulo apresentam-se diagnóstico, avaliações, impactos e problemas relativos às represas de Barra Bonita e da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). Estes estudos de caso visam apresentar similaridades e diferenças em reservatórios quanto às características gerais, funcionamento em relação à climatologia, usos múltiplos, impactos, organização e ocupação das bacias hidrográficas e interrelações com processos regionais econômicos e sociais. A importância regional destes ecossistemas é destacada.

Reservatório de Barra Bonita

- **Características Morfométricas, Climatológicas, Hidrológicas e Operacionais;**
- **Bacia: Bacia do Médio Rio Tietê;**
- **Principais tributários: Rio Piracicaba e Rio Tietê.**

São dois os rios principais que fluem diretamente para o reservatório: Piracicaba e Tietê. Ocorrem grandes diferenças na qualidade da água quando os dois rios se misturam dentro do reservatório, fato que gera diversidade espacial e condições especiais. As diferenças na composição espectral são fruto das diferentes concentrações de matéria orgânica dissolvida e matéria particulada presentes nos rios e no reservatório. Outros agentes causadores dessa heterogeneidade espacial são pequenos rios que fluem para o reservatório, baías rasas e áreas com pequena circulação de água. Há ainda outros fatores que contribuem nesse sentido, tais como macrófitas e mata ciliar ao longo de pequenos cursos de água. O reservatório apresenta diversos compartimentos, como pode ser claramente visto por meio de imagens geradas por satélites. Esses compartimentos ficam caracterizados por diferentes processos no corpo da água, fruto de diversas concentrações de matéria orgânica dissolvida, biomassa ou outros sólidos em suspensão (TUNDISI *et al.*, 2008a).

A **entrada de nutrientes** no reservatório de Barra Bonita dá-se de duas maneiras: por meio de fontes difusas, tais como as atividades agrícolas de plantio de cana-de-açúcar e criação de gado, e por meio de focos pontuais localizados ao longo dos rios principais e seus tributários (inclusive descargas de esgotos). O fluxo geológico associado ao uso da terra é responsável por 658 t/ano de fósforo e 12.175 t/ano de nitrogênio. O fluxo hidrológico de nitrogênio é de 25.389 t/ano no rio Tietê e 26.993 t/ano no rio Piracicaba. No rio Tietê, amônia e nitritos são as formas predominantes de nitrogênio, enquanto no Piracicaba são somente os nitritos. A contribuição conjunta de fósforo dos dois rios é de 1.545 t/ano. Um estudo da simulação numérica da eutrofização na Represa de Barra Bonita foi realizado por Saggio (1992).

A Tabela 56 apresenta as características gerais da represa de Barra Bonita, localizada na bacia do Médio Tietê, Estado de São Paulo.

Tabela 56 – Características gerais da represa de Barra Bonita, localizada no Médio Tietê, São Paulo.

1	Posição geográfica	Latitude: 22°31'S
		Longitude: 48°33'W
2	Volume acumulado	3.600 x 10 ⁶ m ³
3	Área do reservatório	340 km ²
4	Área da Bacia	3.233km ²
5	Profundidade	máxima: 25,0m
		média: 11,53m
6	Comprimento	máximo: 50,0km
7	Largura	máxima: 1,2 km
8	Vazão	200-950m ³ /s
9	Tempo de retenção	30 a 180 dias
10	Vegetação da Bacia	remanescente da Mata Atlântica
11	Idade	58 anos
12	Temperatura	mínima: 8°C a 20°C
		máxima: 24°C a 28°C
13	Altitude	456 m
14	Perímetro	525 km
15	Vazão turbinada	309 a 412 m ³ /s
16	Velocidade média do vento	5,0 a 7,0m/s
17	Capacidade calorífica	113,4 x 10 ³ J/cm ² /ano
18	Produtividade primária fitoplanctônica líquida	Inverno: máxima: 579 mgC/m ² /h mínima: 22,7 mgC/m ² /h
		Verão: máxima: 279,05 mgC/m ² /h mínima: 81,57 mgC/m ² /h
19	Tempo de retenção	verão: 30 dias
		inverno: 90 dias

Fonte: Nyamien & Tundisi, 2017.

Um forte fator **impactante** do reservatório de Barra Bonita é representado pelos sólidos em suspensão, com pico de verão, capazes de causar grandes alterações na qualidade da água, especialmente no referente às concentrações de oxigênio dissolvido e penetração de luz. Ocorrem grandes mortandades de peixes associadas a esse fenômeno. A seguir relacionam-se algumas fontes impactantes do reservatório de Barra Bonita:

- Entradas de N e P provenientes de fontes difusas e pontuais (esgotos inclusive);
- Entrada de sólidos em suspensão originados por atividades agrícolas e pela percolação de águas de chuva;
- Navegação;
- Turismo e recreação;
- Desflorestamento das bacias hidrográficas;
- Introdução de espécies exóticas de peixes.

As consequências dessas ações são as seguintes:

- **Eutrofização;**

- **Sedimentação;**
- **Crescimento excessivo de macrófitas;**
- **Explosões de cianofíceas (*Mycrocystis sp.*) no verão e (*Anabaena sp.* durante o inverno e durante o verão);**
- **Extinção de espécies nativas de peixes;**
- **Aumento da sedimentação do reservatório.**

O **plano de gerenciamento** do reservatório baseia-se no gerenciamento das bacias hidrográficas. Parte considerável das bacias hidrográficas do reservatório de Barra Bonita é utilizada em atividades agrícolas, tais como o plantio de cana-de-açúcar. Assim sendo, um dos objetivos principais do gerenciamento é o controle dos focos difusos de fósforo, nitrogênio, matéria orgânica e outros poluentes. Essa meta pode ser atingida pela adoção de práticas agrícolas adequadas, aliadas à proteção das margens do reservatório com plantas nativas. O plano de gerenciamento especifica que sejam utilizadas espécies nativas existentes em áreas protegidas localizadas nas proximidades do reservatório, que podem ser utilizadas como sementeiras nos trabalhos de reflorestamento. Outro componente importante do plano de gerenciamento trata da proteção das matas ciliares existentes ao longo dos diversos rios e das macrófitas presentes no trecho superior do reservatório, sistemas capazes de capturar nutrientes e promover desnitrificação. O plano também inclui o uso intensivo da região pelágica do lago por meio da introdução de peixes que habitam esse meio. Em muitos reservatórios, essa zona não é utilizada de forma eficiente pelas comunidades nativas de peixes, sendo, então necessários atos de gerenciamento no sentido de suprir essa deficiência. O plano, em sua concepção, divide as bacias hidrográficas em áreas menores visando uma mais rápida implementação e aplicação das medidas propostas. Outro aspecto importante do gerenciamento é o controle das águas vertidas, objetivando remover explosões de *Mycrocystis sp.* no verão e *Anabaena sp.* no inverno.

O reservatório de Barra Bonita está sendo utilizado de forma intensiva por barcos de turismo e de transporte. O gerenciamento do sistema tem trabalhado no sentido de resolver problemas de poluição associados a essas atividades, estimulando-se inclusive parcerias entre os setores público e privado, este representado pelas companhias de navegação. Os barcos de transporte vêm, então, sendo utilizados para levantamentos contínuos de amostras de água. O sensoriamento por meio de imagens de satélite permite que sejam rapidamente detectadas mudanças no reflexo das águas, que poderiam indicar a presença de materiais em suspensão ou explosões de cianofíceas, possibilitando, então, que sejam prontamente adotadas medidas para combater o problema. Deve ser promovida de forma continuada a educação ambiental, quanto à qualidade da água, proteção das bacias hidrográficas e do rio, pois isso fará com que o público, estudantes e professores se envolvam com as atividades de gerenciamento do sistema. Encontra-se em andamento um programa para monitoramento contínuo do sistema.

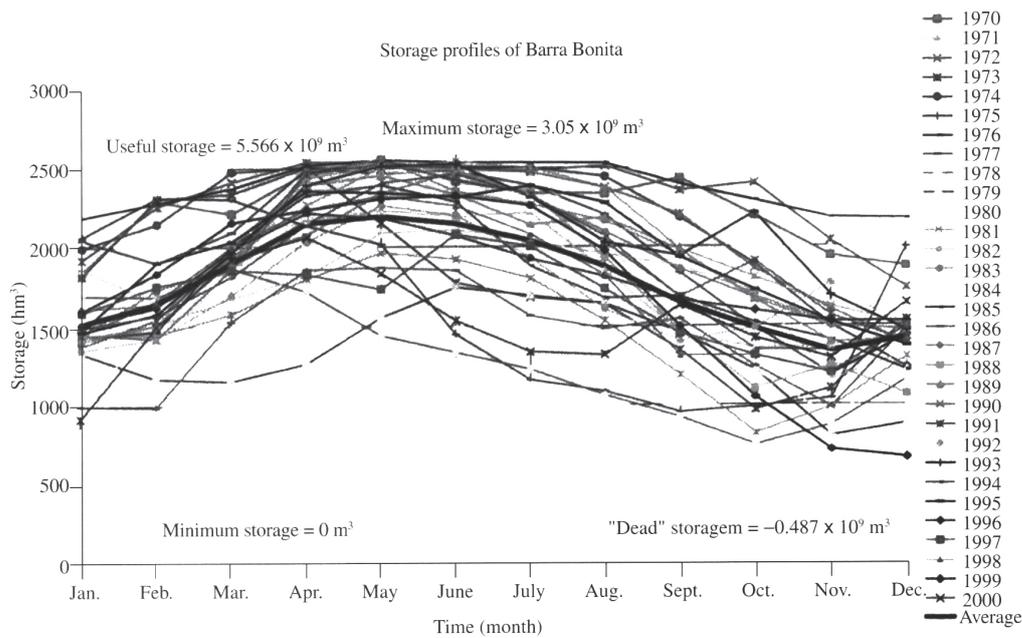


Figura 80 – Variação da capacidade de reserva de água da represa de Barra Bonita em 30 anos. Fonte Tundisi *et al.* 2008a.

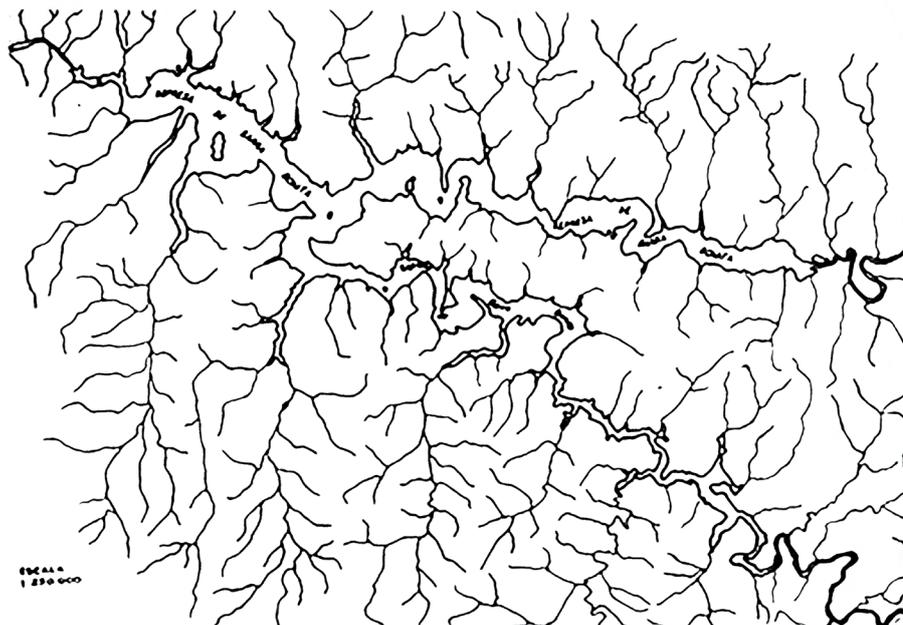


Figura 81 – A Represa de Barra Bonita e seus inúmeros tributários. Fonte: Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2005.

Esta figura apresenta em detalhes a represa de Barra Bonita e seus inúmeros tributários que tem um papel relevante em seu funcionamento dinâmico, na estrutura vertical e horizontal e na distribuição das comunidades fitoplantônica e zooplânctônica.

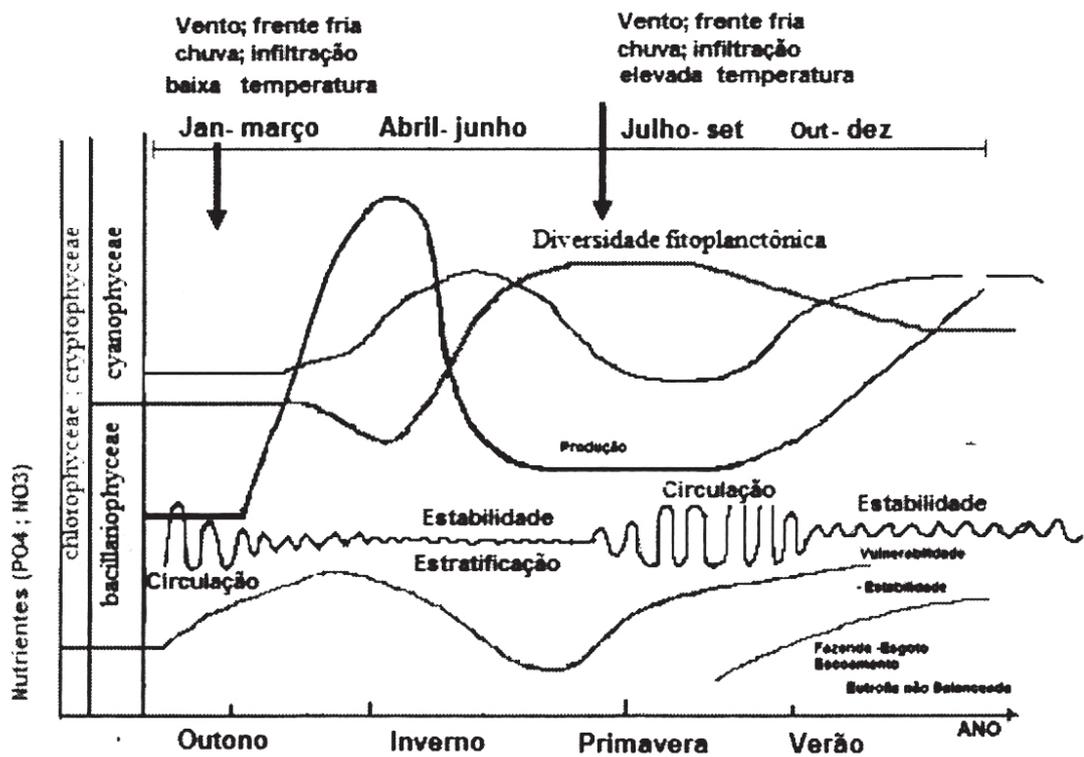


Figura 82 – O funcionamento da Represa de Barra Bonita no ciclo estacional e os diferentes estágios pelos quais passa o reservatório em relação às funções de força climatológicas, os efeitos das atividades humanas e os ciclos de nutrientes. Original: J. G. Tundisi.



Figura 83 – Imagem de satélite da Represa de Barra Bonita e o impacto de material em suspensão devido à drenagem da bacia hidrográfica durante períodos de intensa precipitação; as áreas mais claras indicam acúmulo de material em suspensão. Fonte: Acervo de imagens IIE.



Figura 84 – Área alagada na Represa de Barra Bonita. As áreas alagadas na entrada de tributários em reservatórios atuam como sistemas tampão removendo nutrientes e material em suspensão. São também áreas de maior biodiversidade de invertebrados e alevinos de peixes. *Fonte: Jørgensen et al., 2013.*

Capítulo 2

Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) Itirapina, São Carlos

O reservatório da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa) é um exemplo de reservatório sub-tropical, com tempo de retenção médio, de 22 dias no verão e 70 dias no inverno utilizado para recreação, turismo, esportes aquáticos, abastecimento de água potável a jusante e produção de energia hidroelétrica. **A tabela 57 apresenta as características gerais da represa do Lobo/Broa**

Tabela 57 – Características gerais da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa), município de Itirapina, SP.

1	Posição geográfica	Latitude : 22° 15´ S Longitude: 47° 49´W
2	Volume acumulado	22 x 10 ⁶ m ³
3	Área do reservatório	6,8km ²
4	Área da bacia hidrográfica	227 km ²
5	Profundidade máxima	12 m
6	Comprimento máximo	7,5 km
7	Largura máxima	2,2 m
8	Vazão	Máxima: 4,49 m ³ /s Mínima: 3,0031 m ³ /s
9	Tempo de retenção	20 a 70 dias
10	Vegetação da bacia hidrográfica	Cerrado, Matas de galeria, Florestas de encosta, remanescente de Mata Atlântica e áreas de reloreçamento com <i>Pinus</i> sp e <i>Eucaliptus</i> sp
11	Idade	85 anos
12	Temperatura da água	Mínima: 8 a 10°C Máxima: 28°C
13	Altitude	660 a 770 m
14	Perímetro	21,0 km
15	Velocidade do vento	média normal = 4,0m/s durante as frentes frias = 10,0m/s
16	Capacidade calorífica	40,35 x 10 ³ Joules cal /cm ² /ano
17	Declividade média na bacia hidrográfica	0,8154
18	Produtividade primária fitoplanctônica média	155 mgC/m ² /ano

Fonte: Nyamen & Tundisi, 2017.

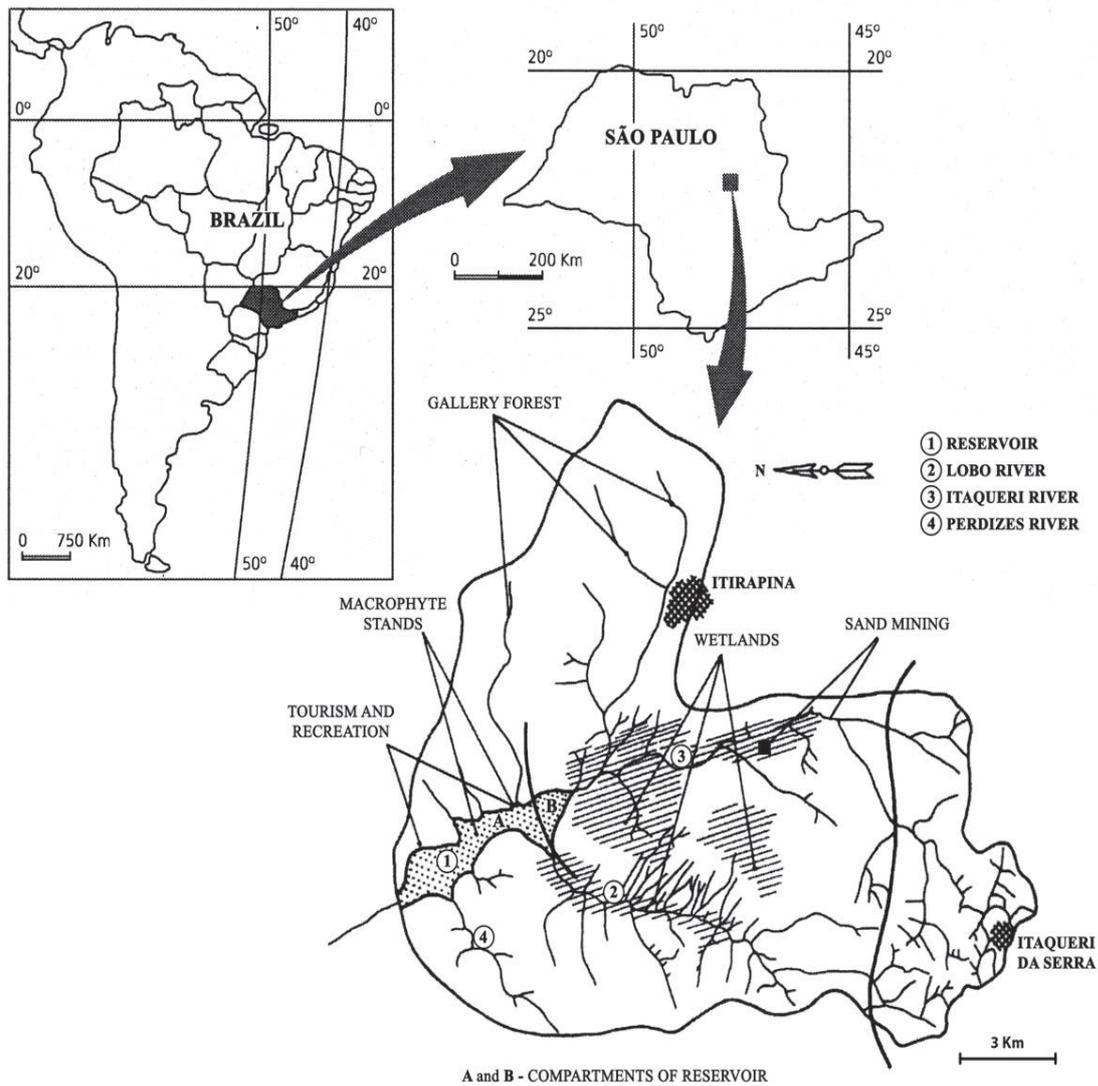


Figura 85 – Localização da bacia hidrográfica Itaqueri – Lobo e da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa).

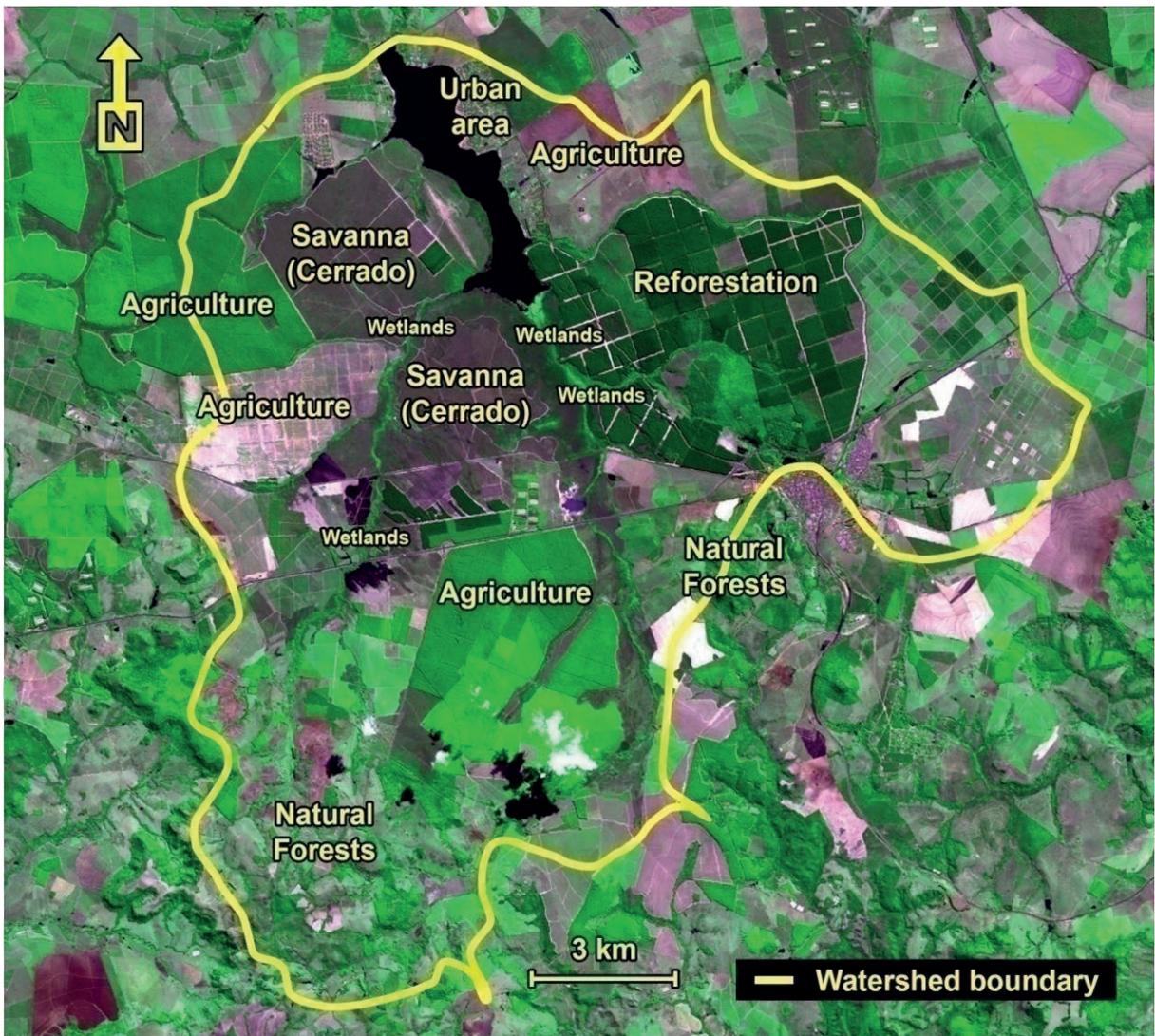


Figura 86 – A Bacia hidrografica dos rios Itaqueri – Lobo e a Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa). Fonte: Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2016.

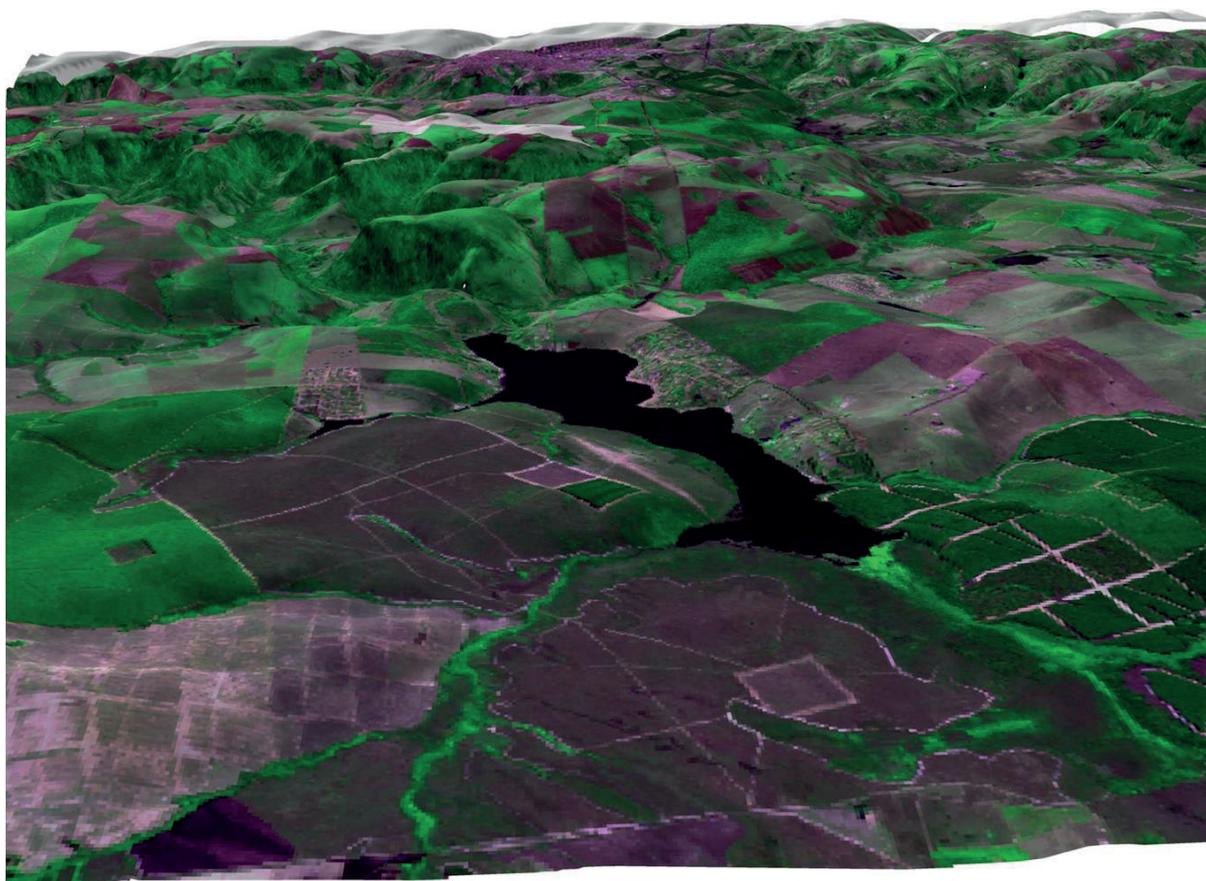


Figura 87 – Visão espacial da Represa da UHE Carlos Botelho, (Lobo-Broa) e de parte das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo. Original: R. Degani & J. G. Tundisi.

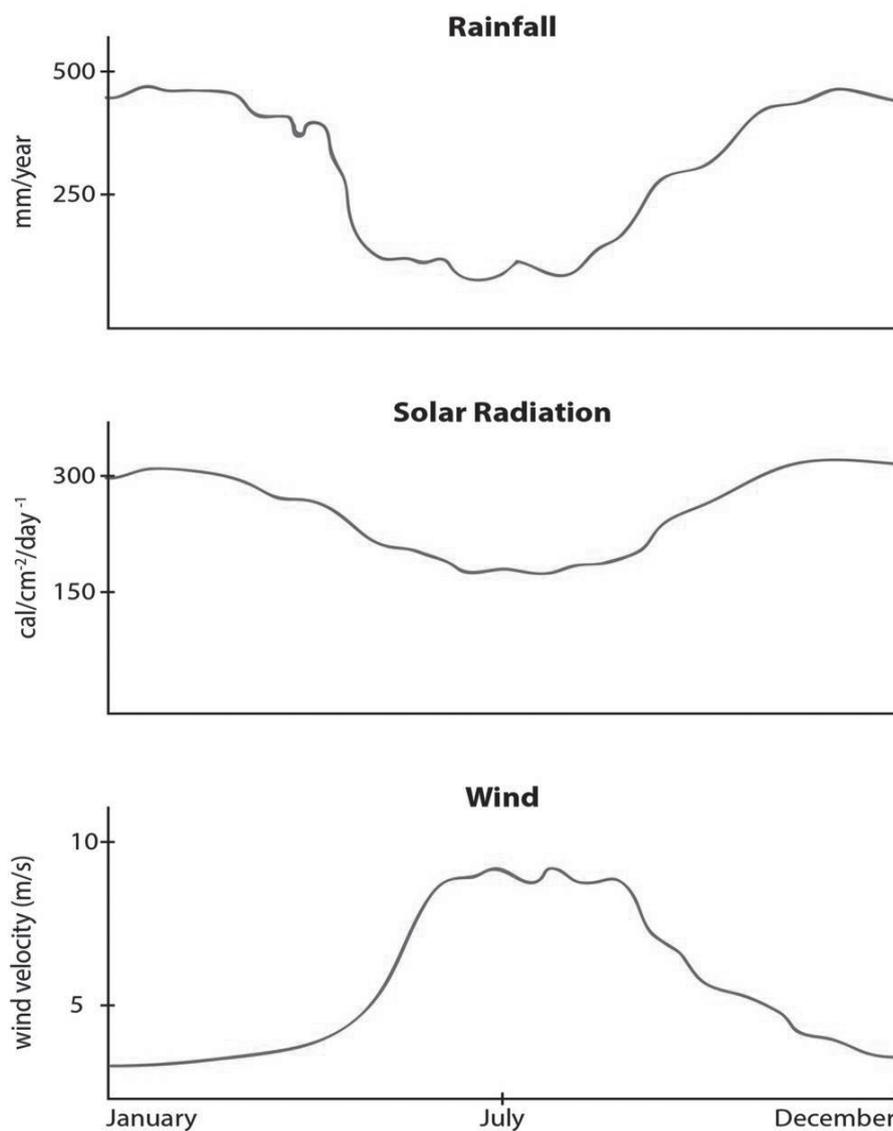


Figura 88 – Variação estacional da radiação solar velocidade do vento e precipitação na bacia dos Rios Itaqueri-Lobo. Dados de serie histórica de 42 anos. Fonte: estação meteorológica do CRHEA- EESC-USP (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2013b).

LOBO RESERVOIR WATERSHED SOILS

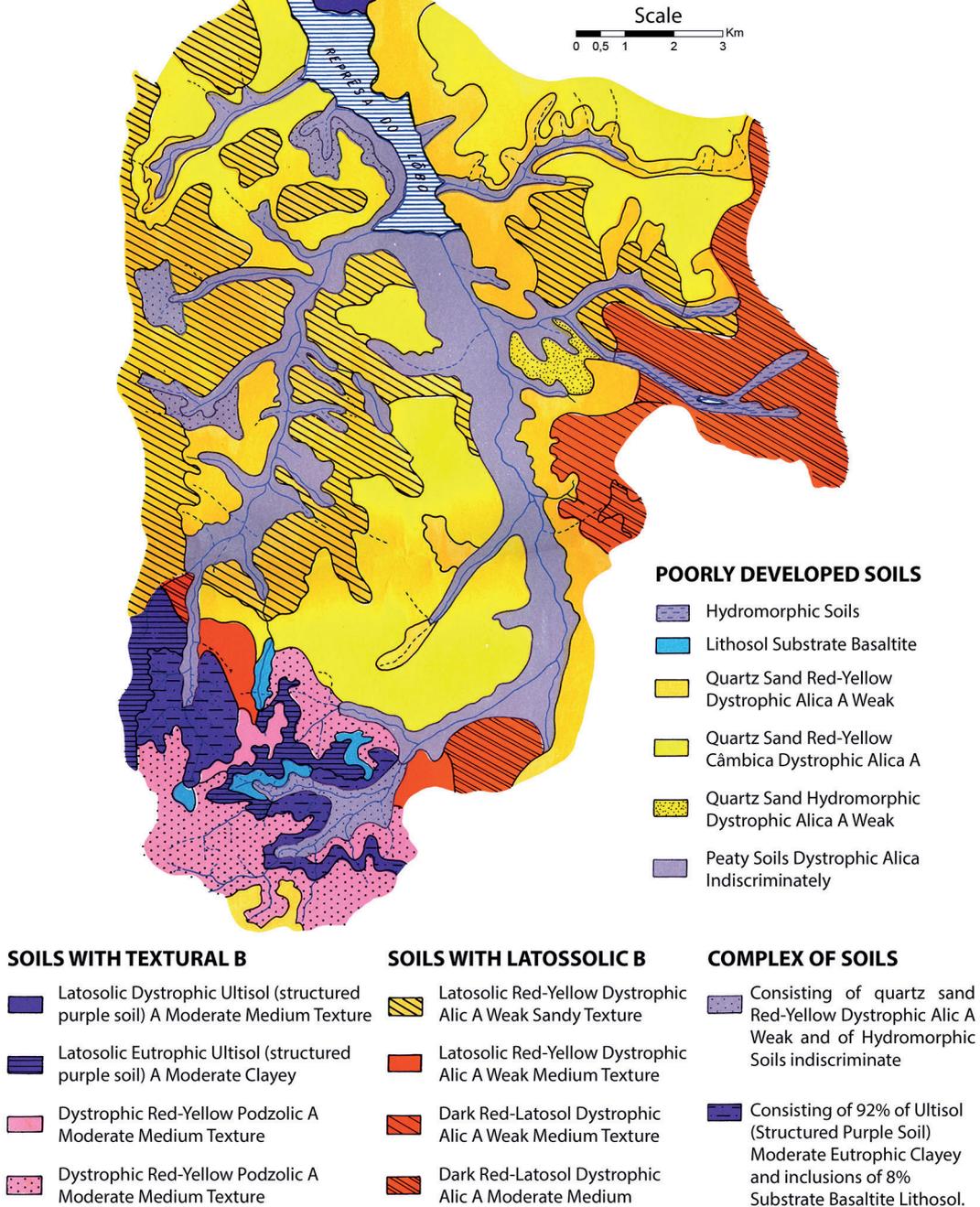


Figura 89 – Solos da Bacia Hidrográfica dos Rios Itaqueri e Lobo. Fonte: Sobral & Tundisi 1986).



Figura 90a – Superfície da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa) antes da passagem de uma frente fria, Lat. 22°10'08, 5''S; Long. 47°57'11, 7''. Fonte: Passerini, 2010.



Figura 90b – Efeito da frente fria na superfície da represa da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa). As coordenadas geográficas são exatamente as mesmas: Lat 22°10'08, 5''S; long. 47°57'11, 7''W. Fonte: Passerini, 2010.

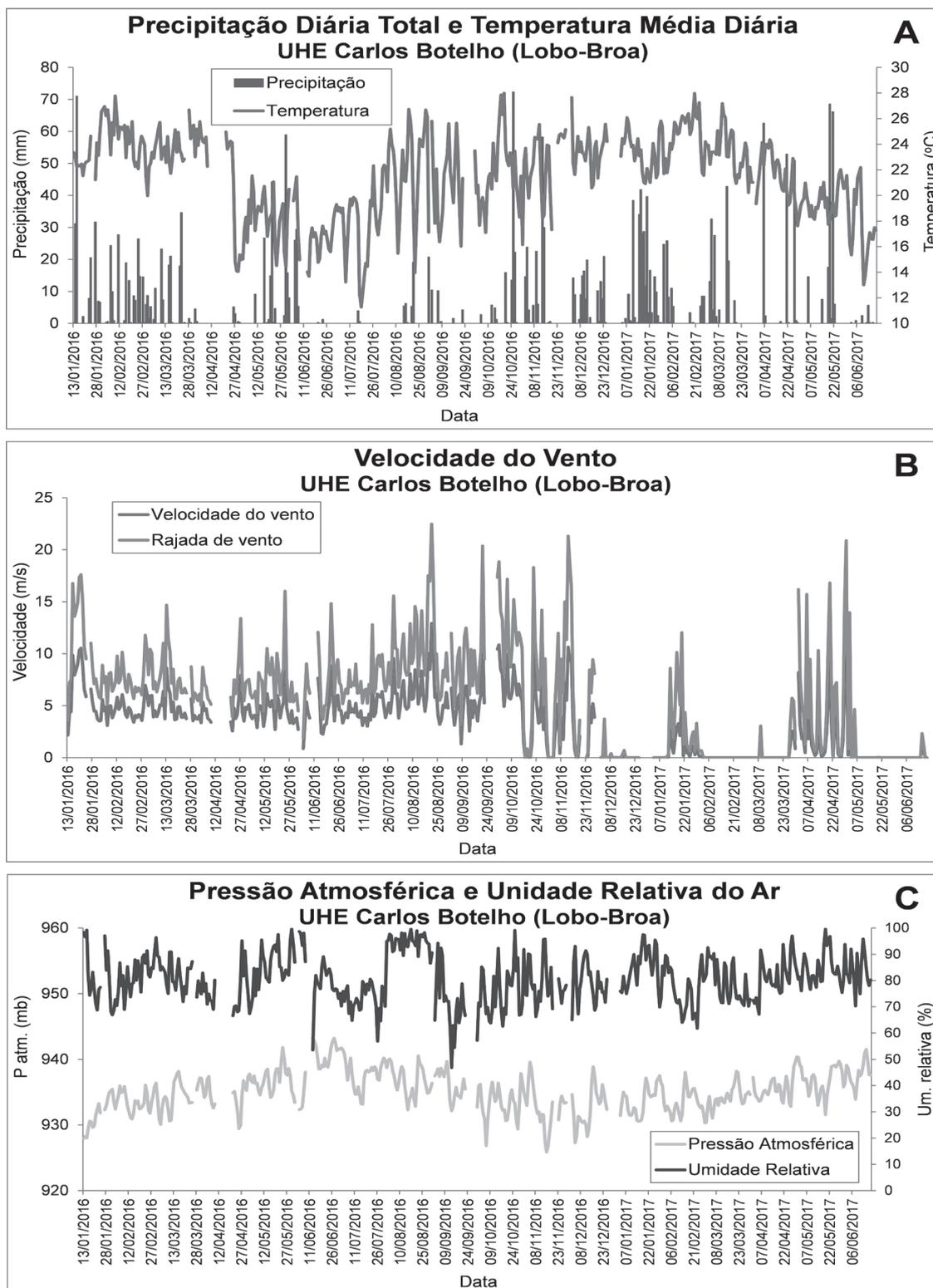


Figura 91 – Variação da precipitação, temperatura do ar, ventos, pressão atmosférica e umidade relativa, na bacia hidrográfica dos rios Itaqueri e Lobo em 2016 e 2017. Fonte: Estação climatológica IIE.

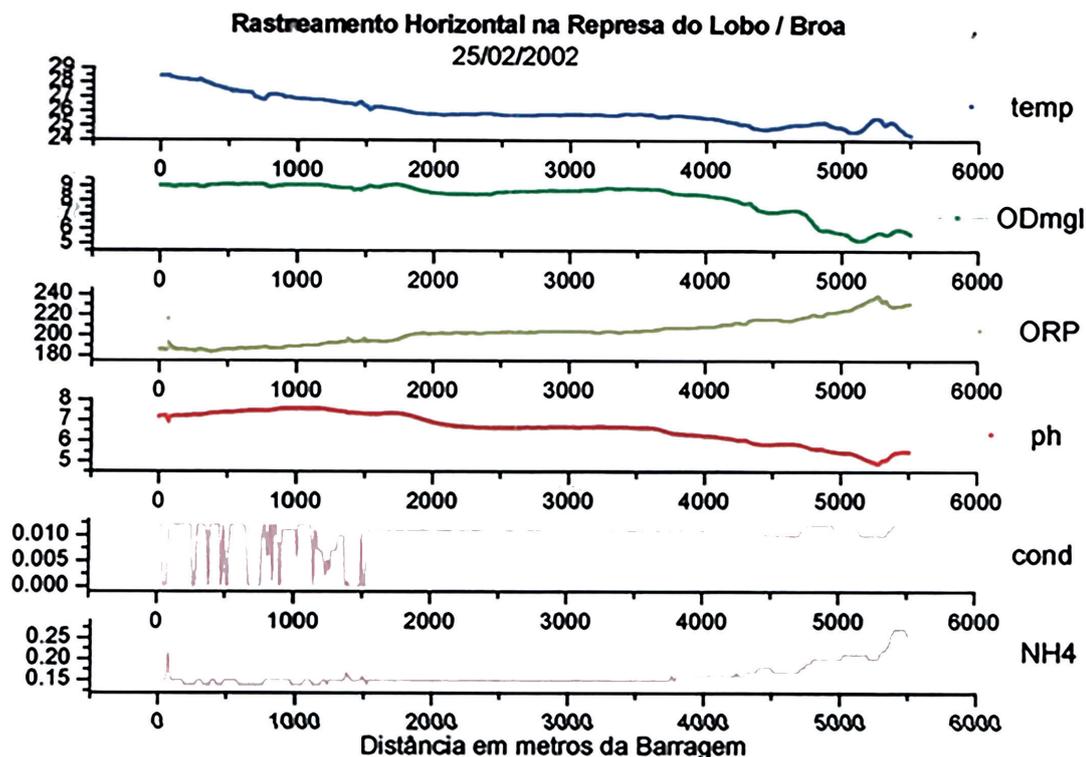


Figura 92 – Rastreamento horizontal realizado na Represa do Lobo, os gráficos superiores indicam a progressão das variáveis ao longo do eixo da represa, indicando o percurso na imagem de satélite na imagem inferior. Fonte: Acervo IIE.

O reservatório do Lobo (normalmente chamado apenas de Broa) foi inicialmente construído com o propósito de gerar energia elétrica. Nos últimos 30 anos, o reservatório passou a ter usos recreacionais e de turismo, haja visto a excelente água do reservatório. No Estado de São Paulo, são raras águas oligotróficas adequadas ao lazer. O estudo científico do reservatório teve início em 1971, através de um projeto-piloto para pesquisa e treinamento de aspectos

ecológicos em reservatórios (TUNDISI, 1986a,b,c,d). O estudo, que começou no reservatório, foi posteriormente estendido para toda sua área de bacias hidrográficas.

O clima nas proximidades do reservatório é determinado por massas de ar equatoriais e tropicais, com influências ocasionais de frentes frias vindas do sul durante o inverno e outono (TUNDISI *et al.*, 2004a),

O clima pode ser caracterizado pelos seguintes dados: isothermas anuais entre 19°C e 21°C; isothermas no mês mais frio (julho) entre 15°C e 17°C; isothermas no mês mais quente de verão (janeiro) entre 21°C e 23°C. A evapotranspiração potencial é de 900 mm/ano a 1.000 mm/ano, e a umidade relativa do ar é inferior a 75%.

As características hidrológicas e limnológicas são governadas pelos fatores climatológicos, principalmente pela precipitação durante o verão e pelos ventos durante o outono e inverno. Um vento constante, soprando ao longo do eixo principal do reservatório, produz turbulência suficiente para criar condições homotérmicas.

O reservatório do Lobo pode ser subdividido em duas regiões, cada qual com características hidrológicas e ecológicas aproximadamente constantes. A parte superior do reservatório abunda em macrófitas e possui uma região de várzeas. O trecho inferior é mais profundo, bem misturado e verticalmente homogêneo. A parte superior é importante na retenção de nitrogênio, fósforo e para desnitrificação, logo representa uma área de proteção para todo o sistema. No reservatório pode-se observar uma distribuição espacial das condições limnológicas, como demonstrado pelas relações entre C: N: P, produtividade primária do fitoplâncton, distribuição do zooplâncton, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. A parte superior do reservatório é também um berçário para diversas espécies de peixes.

O reservatório do Lobo possui um plano de gerenciamento, implementado em 1979/1980, que vem obtendo bastante sucesso na preservação das áreas de bacias hidrográficas e na manutenção de uma boa qualidade da água no reservatório. Esse plano engloba os seguintes procedimentos:

- Proteção das várzeas e matas ciliares ao longo dos tributários e de toda a rede hidrográfica em geral; proteção das cabeceiras dos principais rios.
- Preservação das macrófitas existentes na parte superior do reservatório para maximizar a desnitrificação, retenção de fósforo e remoção de materiais em suspensão.
- Manutenção de áreas para lazer e de um centro de educação para a comunidade local, no sentido de promover a preservação do reservatório e a boa qualidade da água.
- Manter um sistema permanente de coleta de lixo, visando reduzir os impactos provocados por resíduos sólidos.
- Desenvolver parcerias entre os setores públicos, companhias de turismo, consórcios e outras partes interessadas no sentido de repartir a responsabilidade pelo gerenciamento do sistema.

A preservação de uma boa qualidade da água por mais de 20 anos (a condutividade elétrica ficou sempre entre 10 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 20 $\mu\text{S cm}^{-1}$) vem incentivando investimentos na área de turismo e outras atividades econômicas. Esses investimentos foram estimados em torno de US\$ 200 milhões ao longo desse período, incluindo a construção de edifícios, centros de compras, turismo e infra-estrutura de transportes (PERIOTTO & TUNDISI, 2013). Pode-se, portanto, afirmar que o bom gerenciamento dos recursos hídricos assegurou grandes entradas de recursos econômicos na região. As pesquisas que alicerçaram o plano de gerenciamento e estimularam a preservação dos recursos hídricos representaram apenas 5% dos custos, sendo

que boa parte desse total foi empregada na construção de um centro para a realização das menas, equipamentos e salários de pesquisadores.

Os **impactos** associados às atividades humanas são as seguintes:

- Desmatamento das galerias de florestas;
- Descarga de esgotos residenciais;
- Entrada de nutrientes oriundos de atividades agrícolas;
- Impactos causados por mineração (porto de areia) e lazer.

Os portos de areia provocaram uma deterioração acelerada no trecho superior do reservatório, acarretando as seguintes consequências: (i) aumento da turbidez e redução dos níveis de oxigênio dissolvido; e (ii) destruição de macrófitas, interferindo na reprodução dos peixes e, conseqüentemente, nos estoques pesqueiros. Observaram-se também drásticas alterações no zooplâncton: a *Argyrodiaptomus furcatus*, típica de águas oligotróficas transparentes, foi substituída pela *Notodiaptomus iheringi*, típica de águas turvas. Essa mudança deveu-se à incapacidade da *Argyrodiaptomus furcatus* de filtrar partículas grandes e pela competição que lhe foi feita pela *Notodiaptomus iheringi* que, ao contrário, é capaz de lidar com essas partículas. Após o poder público multar pesadamente a mineradora, exigindo também a instalação de filtros especiais, o reservatório recuperou-se rapidamente em cerca de seis meses. A fauna de zooplâncton retornou a seu estado natural e a *Argyrodiaptomus furcatus* continua a dominar a fauna de copépodes. O episódio demonstra que, mediante o emprego de bons indicadores, é possível recuperar um sistema, e reinstalá-lo dentro de seus limites. Somando-se às atividades anteriormente descritas, o centro de pesquisa ecológicas do Broa vem sendo utilizado para diversas outras finalidades, tais como centro de treinamento de professores, educação científica, local para demonstração da ecologia de reservatórios e centro de educação do público em geral. Pode-se obter outros detalhes sobre esse centro e todas as atividades a ele relacionadas em Tundisi *et al.* (2003).

Conclusões

Eco-Exergia e serviços do ecossistema na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa)

Serviços do Ecossistema

A valoração dos serviços ecossistêmicos foi um dos grandes avanços proporcionados pelo projeto Millenium Ecosystem Assessment (2003). Este projeto, foi desenvolvido entre 1999 e 2005 para avaliar as consequências das mudanças nos ecossistemas e seu impacto no bem estar humano. O projeto foi realizado para estabelecer as bases científicas para ações dirigidas à conservação e ao uso sustentável destes ecossistemas. A avaliação realizada em todos os ecossistemas do planeta e o foco principal foi a interrelação entre os ecossistemas e o bem estar humano. O Millenium Ecosystem Assessment trata de todo o conjunto de ecossistemas do planeta com uma visão que engloba os componentes bióticos e abióticos.

Os serviços dos ecossistemas são os benefícios que os humanos obtém dos ecossistemas. Os estudos iniciados por Constanza *et al.*, 1997 foram aprofundadas no projeto Millenium Ecosystem Assessment. De um modo geral os principais serviços identificados nos ecossistemas e que tem papel fundamental no bem estar humano, são:

- **Serviços de provisão:** alimento; água; madeira; fibra.
- **Serviços de regulação:** regulação do clima, enchentes, detritos, doenças controle da qualidade de água.
- **Serviços culturais:** recreação, valores estéticos, benefícios espirituais.
- **Serviços de suporte:** fotossíntese, formação do solo, ciclos de nutrientes.

O Millenium Ecosystem Assessment examina como as mudanças nos serviços dos ecossistemas, influenciam o bem estar humano. As pesquisas sobre os serviços ecossistêmicos na represa iniciaram-se em 2012 na implantação do projeto PELD FAPESP (2012) (TUNDISI, 2017) nas primeiras fases foram desenvolvidos estudos para identificar os principais serviços ecossistêmicos da represa.

A base para estabelecer as influências diretas nas alterações nos serviços dos ecossistemas e as influências indiretas, foi o Millenium Ecosystem Assessment (2003).

A área para cálculo dos valores quantitativos dos serviços foi de 7 km² a área da represa e mais as áreas alagadas do Rio Itaqueri e Ribeirão do Lobo, totalizando 26, 4 km² ou 2.640 hectares. As principais **influências ou fatores indiretos** foram: **número de visitantes no reservatório; atividades econômicas da bacia hidrográfica Itaqueri/Lobo; agricultura; pecuária; ciência; tecnologia; educação e gerenciamento ambiental da bacia hidrográfica e do reservatório; esco-lhas culturais e infraestrutura ao redor do reservatório.**

As principais influências diretas, **identificadas foram: extremos de precipitação; usos do solo; agricultura; silvicultura e pecuária na bacia hidrográfica; grau de fertilização dos solos na agricultura; introdução de espécies exóticas na represa; grau de heterogeneidade espacial na bacia hidrográfica.**

Os principais serviços identificados do reservatório foram:

- Regulação de gases (CO₂, CH₄, N₂, H₂S).
- Regulação do clima regional.
- Regulação do fluxo de água, prevenção de enchentes.
- Reserva de água: na superfície da represa e recarga do aquífero.
- Retenção de sedimentos.
- Fixação de energia solar (fotossíntese).
- Retenção de nutrientes (fósforo e nitrogênio).
- Intervenção nos ciclos biogeoquímicos.
- Manutenção de habitats para reprodução.
- Manutenção da biodiversidade.
- Produção de alimentos (peixe, pescas).
- Recursos genéticos e medicinais.
- Aquacultura (potencial).
- Serviços educacionais.
- Transporte (esportes aquáticos).
- Valores culturais.
- Produção de hidroeletricidade.
- Valores estéticos.
- Valores espirituais.
- Pesquisa científica

Fonte: Periotto & Tundisi, 2013.

O bem estar humano derivado destes serviços foi: *recreação, turismo, esportes aquáticos na represa, pesca esportiva, reserva de água, geração de hidroeletricidade, geração de emprego e renda, aumento de serviços gerais: construção civil, manutenção de infraestrutura, conhecimento científico, apoio a eventos, recreação e lazer* (PERIOTTO & TUNDISI, 2013). Valores quantitativos para cada serviço do ecossistema, foram estimados considerando-se os dados apresentados por De Groot, 2010, Constanza et al., 1997.

Como observado por Constanza et al., 1997, uma única função do ecossistema, pode resultar em mais de um serviço do ecossistema. Por exemplo a fotossíntese do fitoplâncton e macrófitas aquáticas, fixa CO₂, libera O₂, o que resulta em regulação de gases e produção de oxigênio pelo ecossistema, o que é importante para a re-oxigenação do sistema aquático.

Portanto, um total de 20 serviços ecossistêmicos foram identificados para a represa e as áreas alagadas dos Rios Itaqueri e Lobo. Valores quantitativos para estes serviços foram avaliados em US 120.445.687, 87 considerando-se o período de 30 anos em que ocorreu investimento na represa (construção de residências, investimentos em educação e ciência, investimento em recreação, turismo, esportes aquáticos). Este conjunto de investimentos pode ser atribuído à qualidade estável das condições ecológicas do reservatório e da qualidade de água.

A identificação e avaliação dos serviços ecossistêmicos foi a base científica que estimulou a criação do Plano de Gestão Integrada da Bacia Hidrográfica e do reservatório e do Parque Estadual Florestal Itaqueri/Lobo.

Eco-exergia

$$Ex = \sum_{i=1}^n .Bi.Ci.f$$

Todos os processos ecológicos são irreversíveis e Jørgensen & Svirezhev (2004) definem a exergia como a energia utilizada para produzir gens. A exergia pode ser calculada pela seguinte formula:

Onde *Bi* é o fator de ponderação/informação do *i*-ésimo componente do ecossistema; *Ci* é a concentração (g/m²) do *i*-ésimo componente do ecossistema; *f* corresponde a energia do trabalho por unidade de biomassa (18, 7 kJ/g que é o conteúdo médio de energia livre de trabalho contido em 1 grama de detrito). O equilíbrio termodinâmico está na relação exergia/detrito. Como detritos não têm gens esta é a base em que se parte para o cálculo de exergia de um sistema. A exergia mede, portanto o grau de afastamento do sistema do equilíbrio termodinâmico.

Atualmente é possível calcular os valores de ponderação *Bi* para os organismos vivos. O numero de gens não repetitivos no genoma (*g*) e os valores de ponderação para o conjunto de organismos desde bactérias até seres humanos. O fator de ponderação *Bi* definido como o conteúdo de exergia em relação aos detritos reflete o valor da informação acumulada sob a forma de gens nos ecossistemas. Valores altos de exergia representam alta capacidade tampão do ecossistema devido à sua biodiversidade. A exergia expressa, portanto, a biomassa e a informação e também é a medida do potencial de transformação da energia de informação contida nos gens das espécies de um ecossistema (Ver Tabela no Anexo 13).

A teoria ecológica aplicada ao ecossistema Bacia Hidrográfica- Represa

Resiliência

Reservatórios são sistemas complexos. A represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) tem dois compartimentos distintos, que funcionam de forma integrada: o compartimento a montante dominado por área alagada e com macrófitas aquáticas com elevada concentração de matéria orgânica na água e sedimento; e o compartimento a jusante, o maior volume de represa, turbulento, com predominância de fitoplâncton como produtor primário e um sedimento com menor concentração de matéria orgânica (TUNDISI *et al.*, 2003b). A dinâmica ecológica do reservatório está centrada no eixo longitudinal com um gradiente acentuado desde montante até a barragem (TUNDISI, 1994b). A circulação vertical e horizontal do reservatório, promove uma permanente instabilidade o que determina condições relativamente homogêneas no maior volume da represa a jusante em gradientes verticais ou horizontais acentuadas. As diferenças no eixo horizontal estão, portanto, limitadas aos dois compartimentos.

Quanto à dinâmica temporal as duas funções de força atuam preponderadamente no reservatório: a precipitação no verão com aporte principalmente nos primeiros meses do ano de Janeiro, Fevereiro e Março; e o vento no inverno, preponderadamente durante os meses de Junho, Julho e Agosto. Estas duas funções de força que atuam no eixo temporal estabelecem os padrões de circulação horizontal e vertical da represa.

Como demonstrado por Granadeiro Rios (2003) a Represa do Lobo/Broa, responde rapidamente às forçantes meteorológicas vento e precipitação, sendo portanto um reservatório preponderantemente polimítico. O baixo tempo de retenção do reservatório (aprox. 20 dias) em períodos de funcionamento climático normal, sem extremos, controla e minimiza, a vulnerabilidade a desequilíbrios externos como fluxo de nutrientes ou excesso de material em suspensão. O que contribui também para a estabilidade do sistema é a presença de área alagada no compartimento a montante do reservatório que funciona como um efeito tampão retendo nutrientes e materiais em suspensão.

Alterações do funcionamento

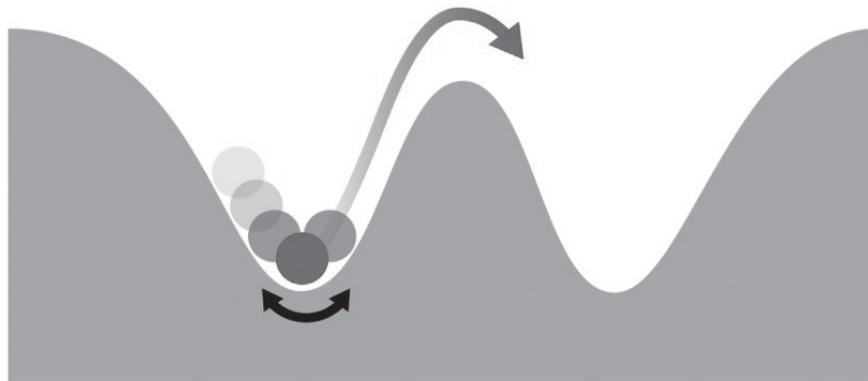
O funcionamento do reservatório desde 1971 até 2013, (portanto 42 anos) sempre foi relativamente estável e predizível, justamente devido ao controle exercido pelas funções de força, baixo tempo de retenção e efeito tampão das macrófitas aquáticas nas áreas alagadas. Distúrbios ocasionais a pulsos de vento e circulação vertical ou precipitações de maior intensidade eram rapidamente controlados pelo sistema com respostas rápidas e de alta capacidade de adaptação a condições instáveis.

No período de extrema seca de 2013 e 2014 o controle das funções de força foi alterado. Devido à baixa precipitação e para manter a reserva de água, o reservatório teve seu tempo de retenção aumentado para aproximadamente 60 dias. O aumento relativo de concentração de nutrientes e a presença de espécie invasora de cianobactéria promoveram rápida deterioração das condições de controle do reservatório. Houve drasticamente redução de diversidade fitoplanctônica e concentrações de clorofila atingindo entre 80 a 120 mg/litro. Em condições normais de funcionamento o reservatório apresentava concentrações de clorofila a não superior a 20 mg/litro (TUNDISI *et al.*, 2015a).

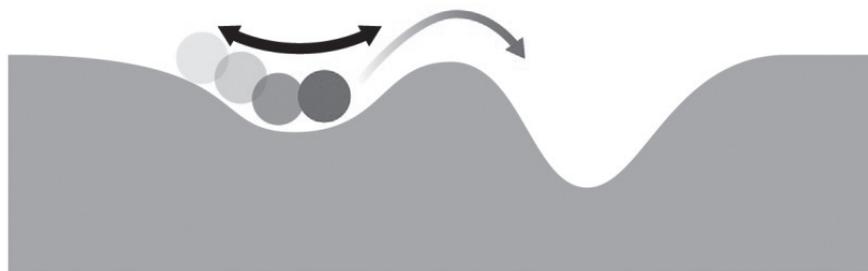
A perda de controle e “feedbacks” ou seja de resiliência deste ecossistema está relacionada a mudanças abruptas. Um sistema resiliente retorna ao equilíbrio rapidamente quando ocorrem perturbações que podem afetá-lo. Isto é precisamente o que foi descrito em inúmeros trabalhos. Granadeiro Rios, 2003; Tundisi & Matsumura Tundisi, 2013; Tundisi et al., 2015a.

Entretanto, uma maior e mais profunda perturbação altera a resiliência e o sistema atinge um novo estado de organização (SCHAEFFER, 2014). Este “tipping point concept” se aplicado à Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) descreve esta nova situação. A Represa atualmente encontra-se dominada por uma única espécie de cianobactéria invasora (*Cylindrospermopsis raciborskii*) durante períodos mais longos- dois a três meses ou ate mais tempo dependendo das condições climatológicas e temperatura da água o que diminuiu drasticamente sua resiliência e a tornou vulnerável a novas perturbações. Esta é uma das consequências da crise hídrica de 2013-2014 que afetou profundamente este sistema.

1) Um sistema resiliente retorna ao equilíbrio rapidamente depois de um pulso de pequeno porte (→). É necessário um pulso muito forte (→) para o sistema deslocar-se para novo equilíbrio (→).



2) Um sistema menos resiliente recup mais lentamente de pulsos de pequeno porte (→). Mesmo com pulsos quantitativamente menos significativos o sistema pode deslocar-se para um novo equilíbrio (→).



Marten Scheffer (2014)

Figura 93 – Sistemas resilientes e não resilientes e as respostas aos pulsos. A represa da U.H.E. Carlos Botelho (Lobo/Broa) está no sistema 1.

A perda da biodiversidade, foi uma das consequências do impacto produzido no ecossistema o que resultou na diminuição da capacidade de resiliência e do “feedback control”.

Estes desenvolvimentos científicos poderão ser aplicados a outros sítios PELD. Trata-se de determinar e quantificar quais sistemas encontram-se próximos de alterar sua resiliência e mudar de estado (TABARELLI *et al.*, 2013).

- **Novas dimensões do funcionamento do reservatório**

A alteração do estado de organização do ecossistema, implica em perda de serviços oferecidos ao bem estar humano. Dentre estes serviços a capacidade de manter recreação, lazer e esportes aquáticos fica reduzida o que compromete também a economia regional. Também a pesca comercial e esportiva é prejudicada devido ao alto grau de toxicidade de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Plano de Gestão Integrada da Bacia Hidrográfica e do reservatório

Após os resultados do Projeto PELD/FAPESP no período 2012/2017, as condições apresentadas pela bacia hidrográfica e pelo reservatório apontaram para uma necessidade de prover tanto a bacia hidrográfica quanto o reservatório, de um plano de gestão integrada a ser apresentado à sociedade, aos poderes executivos das Prefeituras Municipais de Brotas, São Carlos e Itirapina e ao Ministério Público. Este plano de gestão integrada, apoiou-se nos trabalhos executados ao longo do tempo e, principalmente nos últimos anos dos Projetos PELD/FAPESP e PELD/CNPq os quais promoveram um conjunto de novas avaliações, resultados e sínteses. Concepções avançadas de gestão foram apresentadas e de um modo geral aceitas integralmente por usuários, autoridade e Ministério Público.

O Plano de Gestão Integrada da Bacia do Rio Itaqueri/Lobo e da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) envolve os seguintes processos:

Regulações da qualidade da água da bacia hidrográfica:

- Regulação do uso de fertilizantes agrícolas.
- Padrões para qualidade de água de irrigação.
- Padrões para a qualidade da água de efluentes.
- Padrões para qualidade de água dos rios.
- Padrões para efluentes de estações de tratamento de esgotos.

Planos para a Qualidade das Águas da Bacia hidrográfica:

- Planos de Gerenciamento de sub bacias dos tributários e qualidade das águas destes.
- Regulações sobre mineração.
- Regulações sobre águas subterrâneas: usos e qualidade das águas.
- Controle e padrões de efluentes para indústria leiteira e laticínios.
- Carga total máxima de resíduos sólidos e efluentes líquidos.

Planos básicos de infraestrutura:

- Gerenciamento integrado da bacia hidrográfica.
- Plano geral de coleta de esgotos na bacia hidrográfica e no entorno do reservatório.
- Plano geral dos usos do solo e zoneamento.
- Proteção e recuperação das florestas galerias e mosaicos de vegetação.
- Plano geral de gerenciamento de recursos hídricos.

Paralelamente à explanação e divulgação destes planos e projetos para a sociedade local, autoridades e Ministério Público, há a proposta de um amplo programa de educação para as escolas, cidadãos, empreendedores, vereadores, e tomadores de decisão dos diferentes municípios interessados. Fonte: Tundisi & Matsumura Tundisi, 2020.

Considerações finais

A bacia hidrográfica do Itaqueri/Lobo e a Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) constituem um modelo de ecossistema cujas flutuações, organização, interação entre os componentes foi estudado por um longo período (1971-2022). O projeto PELD FAPESP e o projeto PELD CNPq constituíram períodos onde avanços significativos foram realizados notadamente na inserção da teoria ecológica, no estudo do funcionamento e respostas da represa às forçantes climatológicas e aos impactos das mudanças climáticas. A estrutura biológica dos ecossistemas aquáticos como lagos, represas ou rios, é complexa e regulada por mecanismos bióticos e abióticos (CARPENTER *et al.*, 1985; JØRGENSEN & SVIREZHEV, 2004). O controle da produtividade primária pelágica, baseada no fitoplâncton e o impacto do enriquecimento de nutrientes a partir de eutrofização por nitrogênio e principalmente fósforo ficou demonstrado (TUNDISI *et al.*, 2015a). A perda da resiliência produzida por mudanças globais (aumento de temperatura de água e redução de precipitação) foi demonstrada.

Além deste problema, processos anteriores de introdução de espécies exóticas de peixes como descrito por Fragoso *et al.* (2005) contribuíram para a interrupção e alteração de cadeia trófica. Espécies piscívoras como *Cichla ocellaris* (tucunaré) contribuíram de forma definitiva para esta alteração. O controle principal de funcionamento do sistema baseado em fitoplâncton e produção primária, foi alterado para controle piscívoro, predatório e detritívoro, ou seja passou-se de um controle top down (fitoplâncton – cadeia alimentar) para um controle bottomup (predadores – cadeia alimentar). As mudanças produzidas pela introdução de cianobactérias tornaram permanente a alteração da rede alimentar.

A irreversibilidade do processo ocorrido, principalmente nos últimos anos necessita ser destacada. Processos irreversíveis são devidos à história do ecossistema, segundo Jørgensen & Svirezhev (2004). As perdas da biodiversidade e conseqüentemente dos serviços de ecossistema, podem ser consideradas como processos irreversíveis e a ultrapassagem ao “tipping point” para outro nível de equilíbrio é conseqüência disto.

Aoki (1995) demonstrou que lagos eutróficos reservam mais exergia e a utilizam para manutenção dos processos. Isto é consistente com as observações gerais de Jørgensen (1982) de que lagos e represas eutróficos reservam mais biomassa, e portanto, mais exergia, mas apresentam mais dissipação. A exergia específica para a biomassa diminui com a eutrofização. O estudo do ecossistema Lobo/Broa contribuiu, portanto, com os conceitos de resiliência, exergia, respostas a forçantes abióticas e organização biológica complexa. As principais

conclusões deste estudo, incluindo as questões referentes à teórica ecológica, apresentada neste relatório, estão sendo elaboradas em trabalho de revisão (TUNDISI *et al.* em preparação)

Os três atributos principais dos ecossistemas, discutidos por Jørgensen (2000) que são: **crescimento da informação genética, crescimento da biomassa, e aumento da complexidade das redes** só puderam ser constatados no período de funcionamento regular do ecossistema, antes do severo impacto produzido pelas mudanças globais (ou seja 2013/2014) Após o impacto o crescimento da biomassa ocorreu mas com a perda da biodiversidade. A complexidade das redes alterou-se substancialmente; o crescimento da informação decresceu, devido à perda da biodiversidade, e com o aumento da entropia, sem dúvida devido às alterações no fluxo de energia produzido pelas alterações na cadeia trófica.

Além destas conclusões teóricas, deve-se destacar a importância da utilização das informações científicas para o processo de gestão integrada da bacia hidrográfica e do reservatório. Esforços, permanentes foram realizados para informar associações, usuários em geral e administradores sobre os problemas de conservação a deterioração do ecossistema e a necessidade de trabalho em conjunto entre os cientistas e a comunidade usuária. A elaboração do plano de gestão integrada teve uma base científica suficientemente abrangente e complexa para produzir um plano consistente de conservação e recuperação.

O trabalho realizado por um longo período, demonstrou claramente como o conjunto de observações, mensurações, informações científicas coletadas em séries históricas, são fundamentais para avaliar o comportamento e respostas dos ecossistemas e demonstram as alterações produzidas por eventos extremos (TUNDISI *et al.*, 2015a). Introduziu informações fundamentais sobre o comportamento de um ecossistema raso, turbulento, polimítico da região subtropical e suas flutuações no espaço e no tempo.

Interações com a sociedade, poderes públicos municipais e Ministério Público

Com as Prefeituras Municipais

A represa da UHE Carlos Botelho e a bacia hidrográfica dos rios Itaqueri/Lobo têm um importante papel social e econômico pois são fontes de recreação, lazer, turismo e esportes aquáticos. A represa também é utilizada para pesca esportiva e até certo ponto comercial. A interação com as Prefeituras municipais de Brotas e Itirapina tem a finalidade de estimular e promover as ações de desenvolvimento sustentado, conservação ambiental, recuperação das bacias hidrográficas e gerenciamento integrado,

Oscilações e dinâmica ecológica da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo Broa)

A figura 94 representa as oscilações que ocorrem na dinâmica da represa da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa) durante o ano e as diferentes características do reservatório no decorrer dos diferentes períodos climatológicos. Períodos de maior estabilidade representados por circulação reduzida, maior temperatura da água, estratificações de curta duração, são seguidos por períodos de grande turbulência, alterações constantes da estrutura vertical do ecossistema. Estes períodos de estabilidade térmica e química aos quais se seguem períodos de instabilidade térmica e química são acompanhados por alterações nos componentes biológicos do

ecossistema como a composição do fitoplâncton e a sua biomassa, a composição e biomassa do zooplâncton, o comportamento da fauna íctica, o crescimento, decomposição e deslocamento da flora de macrófitas flutuantes e submersas. Para cada reservatório é muito importante produzir um desenho conceitual como o da figura.

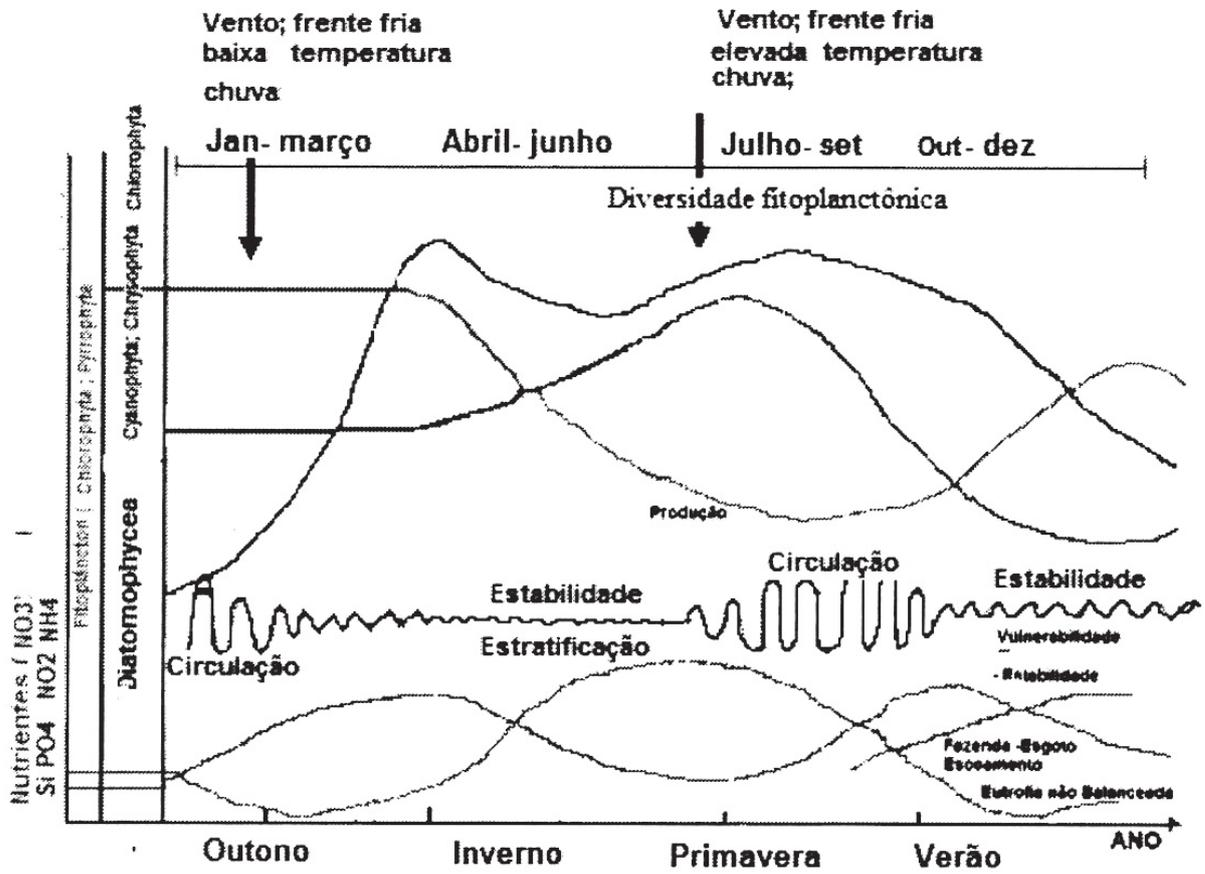


Figura 94 – Oscilações do reservatório em função do ciclo estacional. Original J. G. Tundisi, 2003.



Figura 95 – Uma visão geral da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa) na década de 1980. Fonte: Acervo IIE.

Capítulo 3

Reservatórios Urbanos

Em muitas regiões metropolitanas ou mesmo cidades de médio porte (150.000/200.000 habitantes), reservatórios são construídos com diversas finalidades. São elas:

- Paisagismo;
- Abastecimento de água pública;
- Recreação;
- Esportes aquáticos;
- Pesca esportiva;
- Turismo;
- Irrigação;
- Transporte em alguns casos;
- Produção de Energia Elétrica.

Conciliar estes múltiplos usos para estes reservatórios é uma das complexas tarefas do gerenciamento desses ecossistemas artificiais. Estes reservatórios sofrem um conflito muito importante de impactos de variadas origens que deterioram a qualidade da água e podem comprometer estes usos múltiplos. Um dos impactos mais evidentes e que é a grande preocupação de gerentes, administradores e da população em geral é a eutrofização. Despejar esgotos clandestinos, deterioração das margens por remoção de vegetação, despejos de resíduos sólidos agravam o estado de deterioração desses corpos de água, exigindo legislação adequada, técnicas de controle e recuperação e educação da população.

Os exemplos mais notórios de reservatórios urbanos no Brasil são as represas da Região Metropolitana de São Paulo e o Lago Paranoá em Brasília, este contribuindo para melhorar a umidade relativa do ar, na capital do Brasil e também para dar condições de lazer, turismo e recreação para a população da capital federal. Além disto, mais recentemente tem servido como suprimento de água de abastecimento para a cidade de Brasília após a implantação de duas estações de tratamento de esgotos.

O caso dos reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo é mais complexo. Os reservatórios foram construídos em diferentes estágios de urbanização da metrópole de São Paulo, e, portanto foram submetidos em diferentes épocas dos vários períodos de urbanização e pressões diversas de contaminação, eutrofização e degradação ambiental. Os reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo que tem uma população de aproximadamente 20 milhões de habitantes são reservas estratégicas, deste recurso natural, pois além do abastecimento público são também utilizados para recreação, pesca, irrigação e também como no caso da Represa Billings para a geração de energia elétrica (USINA Henry Borden). Neste caso

específico da Represa Billings um engenhoso sistema hidráulico, proposto e executado pelo Eng. Billings reverterem a rota de descarga natural do Rio Pinheiros, propondo um bombeamento que alimentava a Represa com a finalidade de gerar energia elétrica. A conurbação em São Paulo tem cerca de 8.000 km² e os reservatórios estão situados em diversas regiões da RMSP.

Inúmeros trabalhos foram realizados ao longo dos últimos 50 anos nesses reservatórios, com a finalidade de diagnosticar sua situação em relação principalmente à eutrofização e contaminação e, também para a procura de soluções gerenciais com apoio tecnológico que pudessem reverter o processo de degradação e promover uma sustentabilidade à qualidade da água ao longo do tempo. Mecanismos e funcionamento limnológico, grau de eutrofização, distribuição de metais pesados na água e no sedimento, e periodicidade de florescimentos de cianobactérias, custos do tratamento da água dos diferentes reservatórios foram estudados por Mancuso 1992, Beyruth *et al.*, 1992, Beyruth, 2000.

Além disto, um conjunto de relatórios técnicos produzidos pela SABESP 2000 a, e CETESB 2002 foram publicados para consolidar as informações e demonstrar a quadro geral destes reservatórios do ponto de vista limnológico, ecológico de qualidade da água e saneamento.

O Funcionamento Limnológico dos Reservatórios da RMSP

Todos os reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo são da categoria reservatórios rasos (< 30m) de acordo com as definições de Straskraba & Tundisi (2000). Estes reservatórios estão, portanto, submetidos intensamente aos efeitos de forçantes climatológicas e hidrológicas e sua limnologia é extremamente dependente destes processos (REYNOLDS, 1997).

Conseqüentemente as respostas destes sistemas às cargas de nitrogênio e fósforo, são dependentes destas flutuações representadas por pulsos de vento, precipitação e radiação solar. Evidências em trabalhos científicos (BEYRUTH, 2000) e análises e informações recentes sobre o impacto das frentes frias sobre os reservatórios do Sudeste do Brasil, o que inclui os reservatórios da RMSP (TUNDISI *et al.*, 2004a), mostram a variabilidade destes sistemas frente as alterações climáticas promovidas pelas frentes frias. Esta variabilidade e oscilação dos sistemas apresentam períodos de ventos fracos (3 – 10 m/s) alta radiação solar e estratificações térmicas que refletem condições de estabilidade climática e hidrológica. Em outros períodos há oscilações de mais intensas da estrutura vertical do sistema, homogeneidade térmica como resposta as precipitações mais elevadas, ventos com maior intensidade e força (9 – 12 m s⁻¹) e excessos hidrológicos. Beyruth (2000) descreve as respostas da comunidade fitoplanctônica no sistema Guarapiranga em função dos vários períodos transientes. Portanto, o funcionamento limnológico destes reservatórios tem um papel fundamental na resposta à eutrofização (cargas externas e internas) e na qualidade da água com conseqüências no tipo de tratamento e seus custos. Fica evidente a partir destes resultados, que há um acoplamento das frentes frias, estrutura vertical dos reservatórios e impactos na qualidade das águas e no tratamento (OLIVEIRA *et al.*, 1993). De acordo com Beyruth *et al.*, 1997, as influências climáticas no reservatório produzem as oscilações periódicas que ocorrem no sistema, especialmente no ciclo e balanço de nutrientes e nas perturbações físicas que promovem circulação vertical, regeneração de nutrientes do sedimento e contribuições da bacia hidrográfica. Após essas perturbações, a produção primária se intensifica e o crescimento de cianobactérias é rápido. Portanto, as oscilações promovidas pelas frentes frias, aceleram a regeneração de nutrientes

para a zona eufótica. Por outro lado estas instabilidades verticais do sistema removem também substâncias tóxicas, Fe e Mn dos sedimentos, aumentando o material em suspensão e necessitando investimentos nos custos de tratamento que necessitam de produtos químicos para transformar a massa de substâncias orgânicas dissolvidas e material particulado em água potável.

A Figura 96 ilustra de forma conceitual a possível sequência de eventos que ocorrem nesses reservatórios como consequência das periódicas oscilações. Verifica-se que nesses períodos as estabilidades térmicas estão relacionadas respectivamente com a ausência e presença das frentes frias estas, promovendo turbulência e reorganização do sistema no eixo vertical conforme demonstrado por Tundisi *et al.*, 2004a. Baseado em Beyruth *et al.*, 1997, Beyruth, 2000, Tundisi *et al.* 2004a.

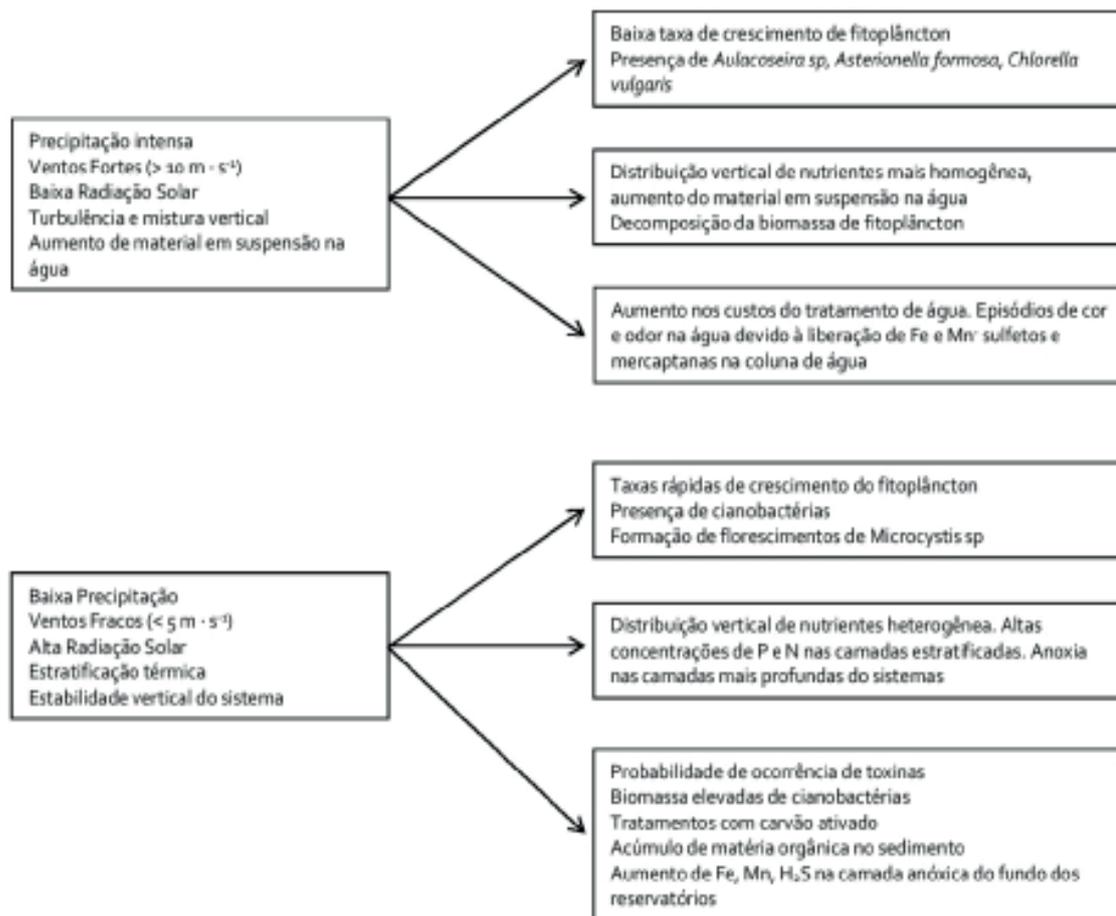


Figura 96 – Modelos conceituais da sequência de oscilações e estabilidade vertical relacionadas com os efeitos das frentes frias nos reservatórios da RMSP. Impactos das frentes frias e estabilidade vertical resultam em potencial florescimento de cianobactérias com possíveis cepas tóxicas. Esta sequência procura ilustrar as relações entre o funcionamento limnológico dos reservatórios e suas consequências na qualidade da água e no tratamento para produção de água potável. Fonte: Tundisi & Matsumura-Tundisi; Sidagis Galli, 2006a.

Impactos nos Reservatórios da RMSP

Os reservatórios da RMSP estão submetidos a uma série de impactos provenientes da intensa urbanização, usos intensivos do solo, desmatamentos em larga escala, despejo de esgotos domésticos, resíduos sólidos e resíduos industriais e de fertilizantes agrícolas, estes últimos especialmente nas áreas periurbanas da RMSP. Há ainda um conjunto de impactos produzidos pela deposição atmosférica de N e P e ainda não completamente mensurados. Estes impactos foram se acumulando ao longo dos últimos 100 anos, ao mesmo tempo e em que ocorreram significativas e amplas taxas de urbanização, crescimento industrial de serviços e incrementos populacionais. A ocupação dos mananciais promoveu um aumento considerável da taxa de sedimentação e material em suspensão para os reservatórios agravando a qualidade da água e aumentando a necessidade de processos adicionais para a remoção do material em suspensão. A deterioração dos mananciais teve como consequência o aumento de 10 vezes, nos últimos 15 anos, nos custos do tratamento de água para abastecimento público da RMSP.

A eutrofização dos reservatórios é, portanto apenas uma das principais consequências de todo o conjunto dos impactos nos reservatórios (ROCHA *et al.*, 1997).

Além destas consequências os impactos interferem com os usos múltiplos: pesca, recreação, turismo e aquacultura.

Capítulo 4

Represas da Amazônia

A construção de grandes represas na Amazônia iniciou-se na década de 1960.

A grande represa construída nessa década foi a de Brokopondo no Rio Suriname (antiga Guiana Holandesa, Suriname) onde uma área de 1600 km² de floresta úmida tropical foi inundada. Estudos intensivos foram realizados neste ecossistema artificial por Lentvaar, 1966, 1967, 1979, Lentvaar & Van der Heide, 1964, e Van der Heide 1982.

Seguiram-se a construção de Curua-Una na Amazônia brasileira (JUNK *et al.*, 1981), Tucuruí no Rio Tocantins, Balbina e Samuel, em várias regiões da Amazônia. Evidentemente a região amazônica apresenta uma mega diversidade de plantas e animais aquáticos e terrestres, que é uma das maiores do Planeta Terra. Os mecanismos que sustentam esta mega diversidade são a dinâmica fluvial, as flutuações no nível de água, e o intenso fluxo gênico devido a permanente integração de processos climatológicos, hidrológicos, geomorfológicos e biológicos (JUNK, 1980, 2006, JUNK *et al.*, 1981, JUNK & NUNES DE MELLO, 1987; JUNK & BAYLEY, 2004). A construção de reservatórios nos principais rios e tributários da Amazônia interfere com a dinâmica ecológica dos ecossistemas naturais, ocorrendo mudanças na hidrologia com a construção de represas, alterando processos hidrológicos, hidrosociais, ciclos biogeoquímicos e a estrutura e função, dos ecossistemas terrestres e aquáticos do sistema amazônico (ALHO, *et al.* 2011). Também interfere com as populações ribeirinhas, as populações indígenas e a capacidade de sustentação dos ciclos ambientais e sociais pelos sistemas naturais (BECKER, NASCIMENTO & COUTO, 1996). A construção de pequenas hidroelétricas nos Andes, que já está em curso pode produzir a interrupção de conectividade com o baixo Amazonas, alterando o transporte de sedimentos, os ciclos biogeoquímicos e as condições a jusante das regiões dos Andes da Colômbia, Equador, Peru (FINER & JENKIS, 2012). São projetadas 151 novas barragens nos principais tributários do Amazonas com capacidade de geração hidroelétrica maior que 2MW.

Estas pequenas represas contribuirão para a fragmentação e disrupção de conectividade que ocorre nas águas dos Andes a montante e as águas do baixo Amazonas. Isto introduzirá novos e importantes impactos no baixo Amazonas com efeitos sinérgicos negativos nos ciclos biogeoquímicos e na biodiversidade aquática e terrestre

Como já foi acentuado os rios amazônicos, são centros ativos de evolução, e a preservação destes rios tem a finalidade de manter o processo evolutivo intacto sem os efeitos das condições, limitações e impactos antrópicos (TUNDISI, 1994c).

O conceito de integrar estrutura e função nos rios amazônicos e transportar este conceito para os reservatório é fundamental. Procedimentos de engenharia, princípios ec hidrológicos e abordagens limnológicas não são incompatíveis (ZALEWSKI, 2010, 2014ab, 2020).

Para a Amazônia brasileira, existem 74 represas em operação (de pequeno a grande porte) e 94 em planejamento. Este conjunto de empreendimentos pode causar inúmeros

impactos hidrológicos, ecológicos, econômicos e sociais na bacia Amazônica, devido às profundas alterações introduzidas pelo sistema artificial (GOODLAND, 1977).

Deve-se, além disto, considerar que muitos reservatórios da Amazônia, já construídos e nas primeiras fases do seu funcionamento, produzem gases de efeito estufa devido à decomposição de vegetação inundada, combinada com o alto tempo de retenção (MATVIENKO *et al.*, 1997; LIMA & NOVO, 1999. ABE *et al.*, 2005; ABRIL *et al.*, 2005; KEMENES *et al.*, 2007) **Ver Modulo VI.**

Novas perspectivas para a construção de represas na Amazônia

De uma maneira geral as condições dos rios e da biota amazônica, a introdução de novos conceitos de gestão como a ecologia, e suas interações com a engenharia e limnologia, é fundamental. A adoção de regras de operação que levem em conta somente as propostas de engenharia, o ciclo hidrológico, e a geração de energia não é suficiente.

O princípio geral de trocar ou substituir **megawatts por biodiversidade** deve prevalecer. Um sistema operacional adequado, para o funcionamento do reservatório deve ser:

- Baixo tempo de retenção;
- Área de inundação reduzida (represas de menor porte);
- Preservação da biodiversidade local e regional;
- Conservação da conectividade dos tributários e lagoas marginais com o rio principal. O controle e a regulação dos procedimentos operacionais é fundamental. A prioridade para represas a fio d'água é fundamental;
- Reflorestamento das margens dos reservatórios e tributários para manutenção da qualidade de água;
- Proteção das áreas alagadas na bacia hidrográfica;
- Evitar cadeias de reservatórios;
- Conservação e preservação prioritária de rios estratégicos na Amazônia, com a finalidade de impedir a construção de reservatórios, em rios de grande importância ecológica;

É muito evidente que os possíveis benefícios e vantagens econômicas produzidas pela construção e desenvolvimento dos reservatórios da Amazônia devem ser equilibrados e balanceados com a manutenção dos serviços dos ecossistemas terrestres e aquáticos, a exploração da biodiversidade, a pesca e a produção de alimentos. Trabalhos fundamentais (FEARNSIDE, 2015a, b) apresentam os impactos dos reservatórios na biodiversidade da fauna e no funcionamento integrado do sistema amazônico. Propõe novas medidas para a mitigação destes impactos e as correções necessárias para promover proteção e recuperação da biodiversidade afetada pelos reservatórios na Amazônia.

Entretanto, não é só a biodiversidade aquática ou terrestre, que é afetada durante e após a construção do reservatório. Deve-se considerar, segundo Tundisi *et al.*, 2014, Tundisi, 2016, todo o espectro e o conjunto de processos ecológicos, econômicos e sociais do sistema amazônico. Além disto como demonstraram Timpe & Kaplan (2017) a construção de represas na Amazônia tem impactos hidrológicos ou muito severos ou severos em todo o ecossistema com consequências hidrológicas e sociais.

A integração dos processos, a visão sistêmica integrada da região afetada inclui sem dúvida a hidroclimatologia, a geomorfologia, os complexos terrestres e aquáticos da biodiversidade e o ciclo hidrosocial (WELCOMME, 1979). Estudos similares e importantes foram desenvolvidos na bacia do Rio Mekong (STONE, 2011). Deve-se atentar para o fato de que a hidroeletricidade gerada na Amazônia beneficiará outras regiões do Brasil o que é importante para o desenvolvimento econômico do Brasil.

Entretanto um exame detalhado de quais bacias que podem ser utilizadas para a construção de novas hidroelétricas deveria ser realizado para reconfigurar os novos empreendimentos. A conexão de dinâmica fluvial, climatologia, processos hidrológicos, e geomorfologia que é a base para a avaliação adaptativa de biota, é relativamente bem conhecida para muitos rios da Amazônia (SALATI & MARQUES, 1984) Estes rios de alta complexidade ecológica e ambiental de extrema importância para a biodiversidade aquática e terrestre deveriam ser preservados, pois são “centros ativos de evolução” segundo Margalef (1997) e Barthen & Goulding (1997). A bacia hidrográfica do Rio Purus é um exemplo de alta complexidade e biodiversidade como “hot-spot evolutivo” na Amazônia. Rios importantes da Amazônia devem ser preservados “in totum” com a finalidade de manter estes centros ativos de evolução em funcionamento natural. A adoção de novas tecnologias que podem mitigar impactos ecológicos e evitar fragmentação é fundamental (MACE, 2014)

As propostas para novos empreendimentos devem considerar a integração da ecohidrologia com técnicas de engenharia (ZALEWSKI, *et al.*, 2014a, ZALEWSKI, 2010, 2020) Estas propostas incluem novos avanços na tecnologia de construção: menores áreas de inundação, tempos de retenção mais reduzidos, manutenção de trechos de rios sem reservatórios, para recuperar a biodiversidade aquática, e assegurar a dinâmica fluvial Tundisi (1994a). Estas tecnologias foram e estão sendo utilizadas em novos empreendimentos e, podem ser adaptadas às condições amazônicas. A estratégia e o desafio é **onde** os reservatórios serão construídos. Um equilíbrio entre geração de hidroeletricidade, produção econômica, e desenvolvimento e conservação ambiental deve ser observado e mantido como meta, e a discussão deve envolver, cientistas, sociedade, organizações não governamentais e administradores (LIKENS, 1992). A base científica é fundamental para a tomada de decisão, que envolve não só desenvolvimento econômico mas componentes sócio-ambientais de alta complexidade (FEARNSIDE, 2016). A bacia amazônica é completamente diferente do ponto de vista ecológico, antropológico, social, econômico e ambiental. Esta ampla complexidade espacial e temporal difere totalmente de outros ecossistemas no Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil, onde reservatórios com técnicas tradicionais de engenharia e gerenciamento foram construídos. Portanto novas propostas alternativas adaptadas à região amazônica devem ser intensamente e amplamente consideradas. E a preservação de rios totalmente e bacias hidrográficas deve ser pensada como uma estratégia política, ambiental e econômica de grande importância nacional para o Brasil, como já discutido.

Estas estratégias para a produção de hidroeletricidade na Amazônia, são fundamentais para o futuro da região (FEARNSIDE, 2002a,b 2005). A estratégia básica é trocar **megawatts por biodiversidade**; equilíbrio ambiental e social; os estudos adequados nesta direção devem contribuir para um melhor aproveitamento da geração de hidroeletricidade, ecossistemas artificiais melhor integrados aos ciclos climatológicos, hidrológicos, biogeoquímicos e hidrosociais promovendo a sustentabilidade e mantendo entretanto a exploração dos recursos hídricos da região. O benefício geral da redução da exploração de hidroeletricidade na região Amazônica, deve ser considerado um investimento de grande relevância econômica, social e ecológica

para o futuro da região (TUNDISI, 2016). A perda de serviços ecológicos com a construção ilimitada de represas e suas consequências para uma região de mega diversidade pode afetar o continente sul-americano e o Planeta.

Complexo Hidroelétrico de Belo Monte (UHE Belo Monte) – Rio Xingu

Os estudos para a construção de hidroelétricas na bacia do Rio Xingu iniciaram-se na década de 1970. Os estudos para a localização de hidroelétricas concentraram-se 14 pontos cujo potencial hidroelétrico foi então examinado com mais profundidade (SARACURA, 2015).

Esses estudos foram completados na década de 1980 e em 1985 trabalhos de campo intensivos começaram a ser realizados envolvendo geologia, geomorfologia, climatologia e hidrologia além de levantamentos florísticos e faunísticos. Estudos e projetos mais detalhados foram desenvolvidos em 1994, reduzindo-se a área inundada de 1225 km² para 500 km², e a proposta de um canal de derivação com a construção de um reservatório de menor porte de onde se daria a instalação das usinas geradoras de hidroenergia. (ver imagem de satélite ao final do livro). O arranjo proposto produzia, portanto, uma solução para o complexo hidroelétrico de Belo Monte consistindo do reservatório principal (o reservatório do Xingu) um canal de derivação e um reservatório intermediário, protegendo da inundação a área da Volta Grande do Xingu, local de canais anastomosados, com alta biodiversidade aquática e produção de peixes ornamentais de grande valor comercial (ABE *et al.* 2015)

Após esta proposta e durante os estudos, de impacto ambiental que se iniciaram em 2005, discutiu-se o sistema de operação completa dos dois reservatórios acoplados pelo canal de derivação. A operação segundo o resultado das principais discussões do EIA RIMA, deveria manter a conectividade dos tributários com a Volta Grande do Xingu a fim de assegurar o funcionamento adequado desta área durante os períodos de seca e precipitação. A questão principal que foi a conclusão do EIA RIMA foi à construção do reservatório do Xingu com baixo tempo de retenção, para preservar a qualidade da água, a remoção de toda a floresta na área inundada do reservatório intermediário e o fluxo permanente de água durante todo o ano, na Volta Grande do Xingu. 117 projetos do Plano Básico Ambiental (PBA) foram aprovados para promover estudos integrados nas áreas físicas, bióticas, social e econômica, com a finalidade de compensar e mitigar impactos controlar o sistema mantendo um gerenciamento adequado do conjunto complexo da UHE Belo Monte.

Escalas Espaciais e Temporais Abordadas na Avaliação de Impacto Ambiental da UHE Belo Monte

Uma das mais importantes iniciativas na Avaliação de Impacto Ambiental de Reservatórios é a determinação das escalas temporais e espaciais de estudo, considerando-se a área de influência direta e a área de influência indireta.

Variações temporais sobre o complexo climatologia/hidrologia/drenagem devem ser incorporadas ao estudo, pois estas variações podem definir critérios da operação dos diferentes usos múltiplos (TUNDISI *et al.* 2015b,c,d)

Dados históricos, por exemplo mudanças paleoecológicas que ocorreram são também prioritárias para detectar possíveis mudanças nos processos biogeofísicos que ocorreram no sistema em função de diferentes eras geológicas.

O complexo hidroelétrico de Belo Monte apesar de alguns problemas no funcionamento e geração de Energia com baixa produção em alguns períodos do ano, é um importante esforço de planejamento, execução e operação de um programa de geração de energia hidroelétrica cuja concepção e execução final levou mais de 30 anos, tendo resultado em um sistema de operações que preservou a qualidade de água, a biota aquática e a hidrologia regional e funções ecológicas do Rio Xingu.

Capítulo 5

Reservatórios nos Trópicos: Ecologia, Biodiversidade, Sociedade e Gerenciamento

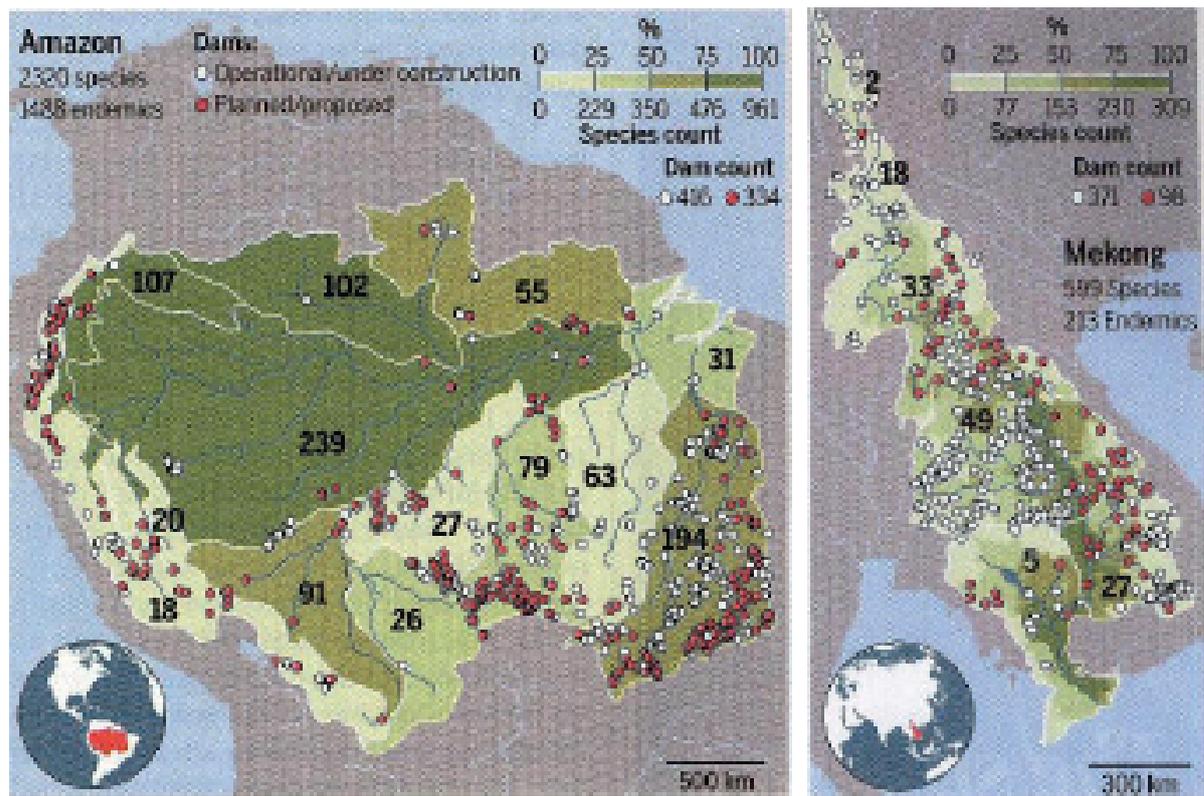
As três grandes bacias hidrográficas do Planeta Terra, Amazonas, Congo e Mekong que abrigam uma megadiversidade de organismos, estão sendo exploradas intensamente com a construção de reservatórios para a produção de energia hidroelétrica. As três bacias hidrográficas apresentam uma alta biodiversidade de espécies de peixes, aproximadamente um terço de todas as espécies existentes no Planeta Terra, devido não só as grandes sub bacias existentes mas a um processo contínuo de interação entre os grandes rios, lagos marginais, florestas de inundação, várzeas; e estes complexos sistemas no espaço e no tempo, promovem uma contínua e permanente especiação (BAYLEY & PETRERE, 1989). Os mais de 450 reservatórios programados para estas três bacias hidrográficas devem produzir alterações profundas na migração de espécies de peixes, afetam a biodiversidade aquática regional, alteram as redes alimentares, e, portanto, afetam o funcionamento e a dinâmica ecológica destes ecossistemas. Estas alterações na dinâmica ecológica que produzem efeitos negativos na biodiversidade aquática também reduzem a pesca, portanto tendo impactos na economia regional (GARZON, 1979, 1983) Comunidades rurais e populações indígenas no Amazonas são também afetadas (WINEMILLER *et al.*, 2016). O caso da Bacia do Rio Mekong é tão dramático e de alto impacto como o da Bacia Amazônica. As cabeceiras do Rio Mekong estão situadas no Tibete e o Rio Mekong Superior tem 2.200km. O baixo Rio Mekong está 4.000 metros abaixo (altitude) em relação ao alto Rio Mekong. É este trecho que está programado para receber 11 represas que podem gerar 53.000 megawatts de hidroeletricidade. Os tributários do Rio Mekong podem gerar mais 35.000 megawatts se represados também (STONE, 2011). A bacia hidrográfica do Rio Mekong tem uma área de 750.000km². Os investimentos em hidroelétricas poderão impactar a hidrologia do baixo Rio Mekong além de interferir de forma significativa com a pesca regional e a fertilização de lagoas marginais que são os capacitores de biomassa para os tributários e o próprio Rio Mekong. A grande preocupação de ecólogos, biólogos, economistas e sociólogos que trabalham no Baixo Rio Mekong é o impacto das barragens no estoque de peixes e suas consequências econômicas e sociais. A alta biodiversidade de peixes é de grande importância para a segurança alimentar da baixa bacia do Rio Mekong onde a população deverá aumentar para 90 milhões em 2025. O Rio Mekong tem uma descarga de 160 milhões de toneladas de sedimento por ano e a construção de represas pode reduzir pela metade esta descarga com impactos na várzea e processos ecológicos associados. Há impactos hidrológicos em toda a bacia do baixo Rio Mekong com a construção dos reservatórios (HECHT *et al.*, 2019). Além disto a Bacia do Rio Mekong é compartilhada por seis países: China, Camboja, Tailândia, Laos,

Vietnam, Myanmar. A negociação relativa ao compartilhamento da energia produzida e a repartição dos custos dos impactos e sua mitigação é um processo político e de negociação muito além da construção das represas. Mais uma vez a relação entre modernização e desenvolvimento está em jogo nesta bacia hidrográfica. E este é um caso de complexa negociação do espaço hidropolítico como discutiram Geheb K. e Suhardinam D., 2019.

Para controlar e minimizar os impactos produzidos nestas escalas pela construção das represas nestas bacias são necessários avanços no planejamento e no próprio sistema de construção de represas (AYRES *et al.*, 1999) Estas ações tem a finalidade também de introduzir um planejamento prévio e bem mais avançado do que os Relatórios de Impacto Ambiental. Segundo o World Commission on Dams (WWC 2000) muitos Relatórios de Impacto Ambiental realizados não fazem diagnósticos precisos devido á negligencia de processos regionais espaciais ;são análises rápidas das realidades regionais e não indicam ações específicas para cada caso. Tundisi & Matsumura-Tundisi (2020) ao avaliar os impactos e as consequências da construção de 46 grandes reservatórios na bacia do Rio Paraná superior constataram que o investimento na prevenção e mitigação dos impactos é apenas uma fração dos investimentos em construção e infraestrutura. Esse investimento deveria ter minimizado muitos impactos que tiveram consequências econômicas no ecossistema natural.

- Planejamento estratégico integrado ecológico, sócio econômico, ambiental e hidrológico a nível de sub bacia com a finalidade de estudar a possível relocação das represas e seu dimensionamento (TUNDISI *et al.*, 2002d).
- Avaliação das áreas de alta biodiversidade de espécies para estudar a possibilidade de relocar a construção de reservatórios e proteger a biodiversidade regional.
- Proteger os principais serviços dos ecossistemas com a construção de represas com menor volume e área inundada. Com isto produz-se uma troca entre biodiversidade e produção de hidroeletricidade. (biodiversity versus megawatts).
- A construção de represas foi bastante alterada nos últimos 20 anos devido a inúmeros estudos para aperfeiçoar a engenharia do sistema. Reservatórios com menor impacto são aqueles com tempo de retenção mais baixo, e mantendo o fluxo a jusante com pouca alteração (TUNDISI & STRASKRABA, 1999). Reservatórios a fio d'água protegem o rio, retem pouco sedimento e produzem menor impacto a jusante da barragem.
- O planejamento deve ser integrado, avaliar adequadamente os mecanismos ecológicos, econômicos e sociais, estudar detalhadamente os processos de relocação de ribeirinhos e os impactos nas comunidades indígenas (BAYLEY & PETRERE, 1989).
- É fundamental considerar-se que o funcionamento do sistema, e a dinâmica ecológica regional indicam a necessidade de não construir represas em cascata no mesmo rio o que minimiza o impacto. Se os reservatórios forem construídos em cascata é importante que trechos do rio sejam preservados para promover uma recuperação da fauna, estrutura do ecossistema, contribuindo para recuperação da biodiversidade e dinâmica fluvial (AGOSTINHO *et al.*, 1999).
- Rios inteiros devem ser preservados nos trópicos, impedindo a construção de barragens e evitando, portanto a perda de biodiversidade e dos serviços ecológicos. A preservação destes rios deve ser um exemplo importante da preservação de serviços de ecossistemas (AYRES *et al.* 1999; TUNDISI, 2017; TUNDISI & GOLDEMBERG, MATSUMURA-TUNDISI & SARAIVA, 2014).
- Estudos avançados estratégicos, referentes à construção de represas, nos trópicos muito antes da construção dos reservatórios devem ser propostos e realizados por equipes interdisciplinares. Estes estudos devem antecipar os impactos; promover novas idéias para a relocação dos reservatórios quando for o caso e criar novas perspectivas e alternativas para a construção. Deve-se enfatizar que Engenharia – Ecologia –

Ecohidrologia, Biodiversidade não são incompatíveis (TUNDISI *et al.*, 2014 e 2015d, TUNDISI 2016).



A Figura 97 – Apresenta a distribuição das represas nas bacias hidrográficas dos rios da bacia amazônica e bacia do Rio Mekong. Fonte: Winemiller *et al.*, 2016 (Modificado).

Módulo VI

Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios

Os estudos das emissões de gases de efeito estufa por reservatórios iniciaram-se em 1992 quando a COPPE/UFRJ e a USP/São Carlos – Departamento de Hidráulica e Saneamento e o Departamento de Química da Escola de Engenharia de São Carlos fizeram as primeiras medidas nos reservatórios de Balbina, Samuel e Tucuruí na Amazônia (MATVIENKO & TUNDISI, 1997).

Em 1998 COPPE/UFRJ com apoio da Eletrobrás e MCT iniciou um estudo mais amplo, em sete reservatórios diferentes (Miranda, Três Marias, Segredo, Xingó, Barra Bonita, Samuel e Tucuruí) localizados a diferentes latitudes e bacias hidrográficas, diferentes latitudes e bacias hidrográficas com volumes, morfométricas, período de funcionamento diferente e ciclos climatológicos também diferentes. Devido a ampla variabilidade das emissões de gases pelos reservatórios constatados por esta pesquisa (Eletrobrás/MCT, 2002) iniciou-se um projeto sistemático para promover pesquisas sobre gases de efeito estufa em represas, com o estudo de 8 reservatórios, quatro instituições, com perspectivas integradas, multi institucionais e focado sazonalidade climática e variabilidade espacial.

Sem dúvida o projeto FURNAS resultou em avanços no conhecimento, mas também gerou inúmeros questionamentos. Para resolvê-los propõe-se a realização de novo projeto (Projeto BALCAR, 2014) com a finalidade de responder às seguintes demandas:

- Representativa mais precisa do balanço de carbono para cada reservatório com aumento de amostragem temporal e espacial.
- Aumento dos experimentos para determinação das taxas de produção de CH₄, CO₂, N₂O bem como medidas de oxidação de carbono.
- Uso de imagens de alta resolução para estudos da qualidade da água dos reservatórios.

Para esta etapa do projeto BALCAR, foram escolhidos oito reservatórios Tucuruí e Balbina, região Norte; Serra da Mesa, região Centro Oeste; Xingó, região Nordeste; Três Marias e Funil, região Sudeste; Segredo e Itaipú, região Sul; para o estudo de áreas em que estariam sendo construídos novos empreendimentos foram escolhidos os reservatórios em fase de construção: Santo Antônio e Belo Monte na Amazônia e Batalha na região Centro Oeste.

Esta nova iniciativa visava também aprofundar e aperfeiçoar a metodologia de estudo o padronizá-la para torná-la comparativa em um número tão grande reservatórios.

Foram também realizados em todas as etapas a caracterização do uso e ocupação do solo das bacias hidrográficas em cada reservatório para diferenciar a contribuição alóctone e autóctone da origem das emissões de CO₂, CH₄, N₂O.

Os estudos realizados com micro-organismos do ciclo do metano em reservatórios, possibilitou produzir a estrutura das comunidades biológicas, de cada espécie encontrada nos diferentes reservatórios. As técnicas utilizadas em cinco reservatórios (Funil, Itaipu, Três Marias, Balbina e Xingo) foram a dos marcadores moleculares como as regiões variáveis do gene 16SrRNA.

Estes microorganismos participam ativamente do ciclo do carbono, podem influenciar na emissão dos gases de efeito estufa liberados na atmosfera pelos reservatórios. Arqueas metanogênicas e bactérias metanotróficas são os principais organismos envolvidos neste processo (ROLAND *et al.*, 2011)

Os resultados obtidos dos balanços dos fluxos determinados e medidas durante as campanhas de campo, nos reservatórios em operação, mostram a relevância do processo de sedimentação permanente de carbono nos reservatórios. Com relação aos diferentes fluxos

difusivos na superfície dos reservatórios, verificou-se uma dispersão dependendo do gás CH₄, CO₂ ou N₂O (SIKAR *et al.*, 2009).

Fluxos crescentes de emissões de CH₄ foram determinados considerando-se reservatórios do Sul e Sudeste para o Norte.

Sem dúvida a latitude, temperatura da água e ciclos climatológicos, tem um papel importante neste fluxo. No caso de CO₂ os fluxos evolutivos estão próximos para a maioria dos aproveitamentos. Somente em Tucuruí o valor de 0,45 mg/m²/dia para CO₂ destacou-se dos demais reservatórios.

Muitos reservatórios no estudo realizado apresentaram valores de sedimentação permanente de carbono próximos a 1.000 mg/m²/dia. Os maiores valores ocorreram na represa de Tucuruí (1.934 mg/m²/dia); Serra da Mesa (1.631 mg/m²/dia). O menor valor de sedimentação ocorreu em Três Marias (529 mg/m²/dia). Em Balbina e Serra da Mesa o “**degassing**” (emissões a jusante) foi mais elevado do que nos demais reservatórios. Fluxos elevados de emissões a jusante para CH₄ ocorreram (3.485 mg/m²/dia em Balbina e 769 mg/m²/dia – Serra da Mesa). Para o fluxo de N₂O o maior resultado foi o de Balbina (3.39 mg/m²/dia).

As emissões dos reservatórios em operação pós-enchimento são inferiores às emissões das termoelétricas (MATVIENKO *et al.*, 2000). Balbina foi uma exceção devido à área inundada, e baixa capacidade de geração (1.719g CO₂e/kWh). Os sistemas termoelétricos a carvão e gás natural emitem 930g CO₂e/kWh e 412g CO₂e/kWh; para os demais reservatórios hidroelétricos estudados, o máximo foi de 91g CO₂e/kWh (Serra da Mesa) e o mínimo de -0,54g CO₂e/kWh, (Xingó). Em um estudo detalhado do fluxo difusivo do CO₂ no UHE Tucuruí, Amazônia Curtarelli (2016) analisou os processos físicos que regulam os fluxos de CO₂ no reservatório de Tucuruí nos períodos de verão e inverno. Para o período de verão, as maiores correlações positivas do fluxo de CO₂ foram observadas para as variáveis: velocidade de troca gasosa, fluxo de calor latente; fluxo de calor sensível; pressão parcial de CO₂, temperatura da água; radiação de ondas curtas incidentes e gradientes de temperatura ar-água (ROSA *et al.*, 2004)

Somente a umidade relativa apresentou correlação negativa significativa com o fluxo de CO₂. Para o período de inverno, as maiores correlações positivas foram observadas para as seguintes variáveis: energia cinética introduzida na camada de mistura por cisalhamento do vento na superfície; entranhamento convectivo, velocidade do cisalhamento do vento na superfície, intensidade do vento; profundidade da camada de mistura (TUNDISI *et al.* 2004b)

Pelos resultados obtidos o KCO₂ apresenta correlação de moderada a forte com o FCO₂. A variável mais correlacionada com o KCO₂, é a velocidade do vento, no verão e inverno. FCO₂ é a velocidade da troca gasosa e FCO₂ e a taxa de emissão do CO₂.

Segundo Curtarelli (2016) toda a superfície, do reservatório de Tucuruí, atua como fonte de CO₂ para a atmosfera, durante o período de inverno. Durante o verão o FCO₂ apresentam padrões heterogêneos de emissão com gradientes nas direções longitudinal e transversal persistentes. Conclusões muito importantes sobre a emissão de gases de efeito estufa por reservatórios de hidroelétricas foram apresentadas por Abe *et al.*, 2008. Em um estudo detalhado, financiado pela FAPESP o autor, que determinou a emissão de CH₄, CO₂ e N₂O na sequência de reservatórios do Médio Tietê, demonstrou o impacto da eutrofização na emissão de gases de efeito estufa.

Portanto, a eutrofização dos reservatórios aumenta a emissão de gases de efeito estufa. Abe *et al.*, 2008 discutem também a influência da bacia hidrográfica no aporte de material nos reservatórios, e, portanto as elevadas emissões de gases de efeito estufa por reservatórios

eutróficos, não podem ser atribuídas apenas ao barramento dos rios, mas é também devida à contribuição das atividades antrópicas devidas às ações humanas nas bacias hidrográficas – afluentes domésticos, com esgotos sem tratamento de grandes áreas urbanas, desmatamento com aumento do transporte do solo de superfície e sedimentação do carbono.

O tempo de retenção dos reservatórios, também é fator relevante na emissão de gases de efeito estufa. Em reservatórios eutróficos como Funil, por exemplo, (Azevedo *et al.*, 2015) não há hipolímnio anóxico, devido ao baixo tempo de retenção (10 a 50 dias) que resultou em menores fluxos difusivos.

Os fluxos difusivos de CH₄ e CO₂ através de interface sedimento – água são superiores em reservatórios tropicais quando comparados com represas de regiões temperadas.

Entretanto, é possível que os fluxos difusivos de CH₄ e CO₂ em reservatórios tropicais sejam mais elevados em função das temperaturas da água, que interferem nos processos biogeoquímicos, acelerando a atividade das bactérias que promovem o ciclo do carbono nos sedimentos e na interface sedimento/água.

O desenho e o planejamento de novos reservatórios deve portanto, levar em conta o controle dos aportes de nitrogênio, fósforo e sedimento a partir das bacias hidrográficas e a construção de novos reservatórios deve também considerar alterações no tempo retenção, e no volume dos reservatórios.

Outras conclusões fundamentais quanto à emissão de gases de efeito estufa por reservatórios de hidroelétricas foram apresentadas por Ometto *et al.*, (2011, 2013). Essas conclusões podem ser sintetizadas nos seguintes tópicos: i) O efeito de produção de gases de efeito estufa pelos reservatórios depende das características ambientais destes ecossistemas artificiais; ii) a emissão de carbono por produção de energia mgC x kW x h produzido é maior nos reservatórios mais recentes construídos no cerrado; iii) emissões de metano decrescem com o envelhecimento dos reservatórios do cerrado; iv) a produção de gases de efeito estufa pelas hidroelétricas, em relação à energia produzida é menor do que outras fontes de energia (energia termoelétrica produzida por carvão ou combustível fóssil).

No ciclo do carbono nos reservatórios hidroelétricos, deve-se considerar as seguintes fontes: **a) a contribuição das bacias hidrográficas e do material alóctone que depende dos usos intensivos da bacia hidrográfica; b) a interface sedimento/água consubstancia da na emissão de gases a partir do sedimento; c) o metabolismo interno do carbono no reservatório que é acoplado a processos de circulação horizontal, advecção, estratificação e mistura vertical.**

As trocas gasosas na interface atmosfera água refletem os inúmeros processos físicos, dinâmicos, biológicos nos reservatórios acoplados aos usos e dimensão desses usos nas bacias hidrográficas (OMETTO *et al.*, 2013). A maior parte das emissões ocorre no compartimento lacustre dos reservatórios a montante da barragem e a emissão de gases após a barragem (degassing) representam menos de 30% do total das emissões para os reservatórios do cerrado (NOVO & TUNDISI, 1994). Entretanto, para reservatórios amazônicos com alta concentração de matéria orgânica e tempo de retenção de aproximadamente 300 dias, esta contribuição a jusante da barragem é mais elevada (“degassing”, KEMENES *et al.*, 2007).

Alterações climatológicas como as frentes frias podem modificar o padrão de circulação de reservatórios, e, portanto interferir com a emissão de gases de efeito estufa (ver Módulo II – Cap. 13).

Condições meteorológicas como a força e direção do vento, têm um papel fundamental na variabilidade das emissões de gases de efeito estufa em reservatórios (OMETTO *et al.*, 2011). A variabilidade espacial nos reservatórios de grande porte (área de > 2.000 km²) dendríticos, tempo de retenção > 100 dias é muito grande e depende das condições locais de circulação, hidrodinâmica e transporte de matéria orgânica. Esta variabilidade espacial promove diferenças nas emissões de gases de efeito estufa; a estacionalidade dos processos biogeoquímicos associadas aos ciclos do carbono produz variação temporal nas emissões. Reservatórios em cascata também apresentam variados gradientes de emissões dependendo do conjunto de processos a eles acoplados: tempo de retenção, acúmulo de matéria orgânica, retenção de sedimento e grau de eutrofização na cascata.

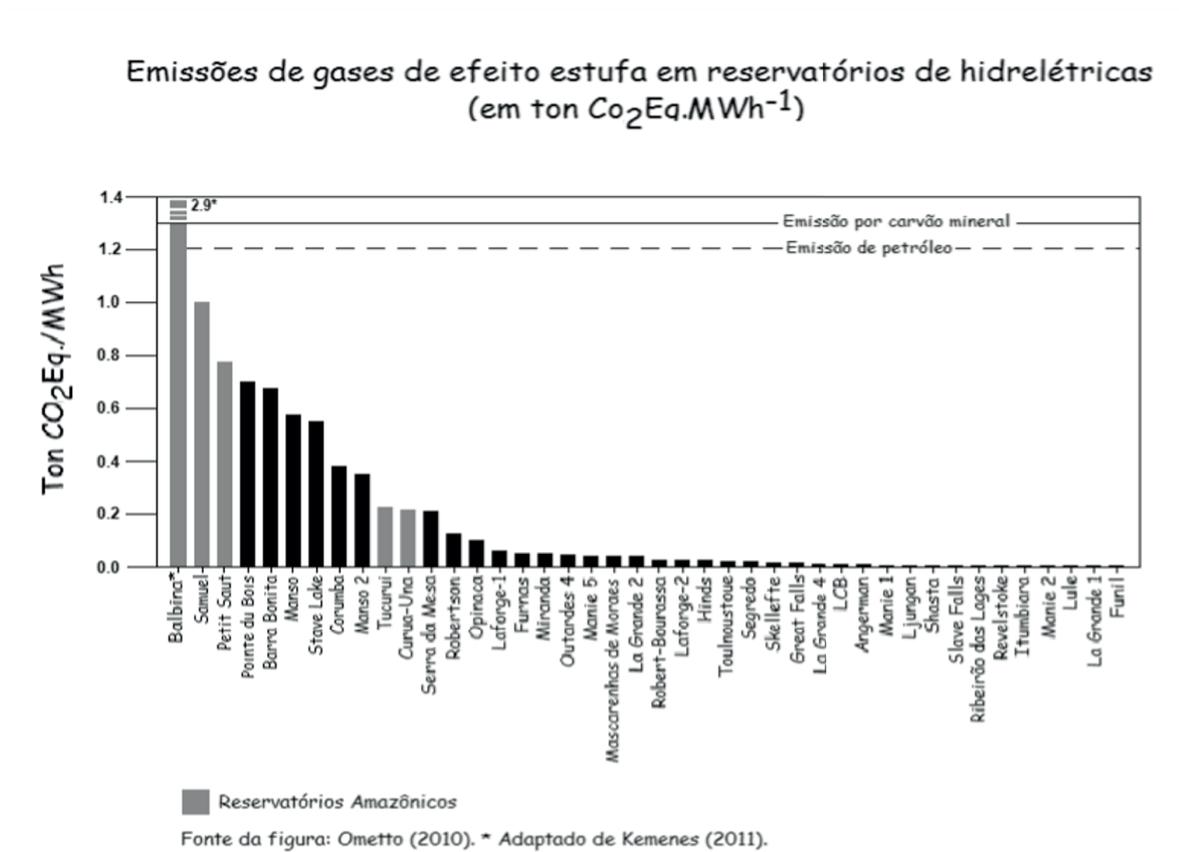


Figura 98 – Emissão de gases de efeito estufa por uma série de represas no Brasil. Fonte: Ometto *et al.*, 2011.

Módulo VII

Reservatórios Artificiais e a Sociedade

Capítulo 1

Impactos e Problemas Sociais

A construção de reservatórios artificiais para quaisquer finalidades causa impactos nas bacias hidrográficas, nos rios, na biota terrestre e aquática e na organização e estrutura social nas áreas de influência direta e indireta. A magnitude destes impactos e sua extensão temporal e espacial dependem das dimensões da obra, do volume dos reservatórios, do sistema de operação planejado e da estrutura biogeofísica e social das regiões que recebem os impactos. Portanto na avaliação dos principais problemas causados pela construção das barragens há que se considerar todo o composto que inclui não só a organização espacial e a estrutura e função dos ecossistemas regionais afetados, mas a situação econômica e o ciclo hidrosocial existentes previamente ao início do trabalho. Este é um processo conceitual de grande envergadura, interdisciplinar, altamente complexo que deve tratar o conjunto de forma sistêmica, integrada e interdependente (TUNDISI, 2016).

Não se pode deixar de considerar na discussão e quantificação dos problemas sociais das barragens construídas e a construir no Brasil, que a promoção do desenvolvimento regional, contou desde o início da década de 1950 com a construção de reservatórios, principalmente hidroelétricas e de grande porte. A proposta sempre foi especialmente no caso das hidroelétricas a produção de energia para ampliar a capacidade industrial do Brasil, e para assegurar e consolidar o apoio à infraestrutura produtiva e à crescente urbanização. Portanto, além de suprir os sistemas regionais com energia, infraestrutura, emprego e renda, bens e serviços, cada reservatório construído representa um acréscimo no fornecimento de energia a milhões de habitantes, tornando-a mais acessível e barata. Essa sempre foi à hipótese inicial e a conceitualização básica proposta (VALÊNCIO & GONÇALVES, 2014).

A base técnica para a construção de represas foi amplamente consolidada pela engenharia brasileira nas décadas de 1950 e 1960, sendo considerada uma tecnologia de nível avançado e mundialmente reconhecida (STRASKRABA, TUNDISI & DUNCAN, 1993). Deve-se ainda considerar que a construção de represas e seu desenvolvimento especialmente no século 20 e em muitos países e continentes é parte do que se chamou de “ sociedade elétrica” e “sociedade hidráulica”. Projetos hidroelétricos estão na esfera da decisão política (como exemplo Itaipu – Brasil – Paraguai /Yaciretá Argentina – Paraguay).

A consolidação desta base técnica não foi acompanhada, por avanços significativos nas áreas sociais e no ciclo hidrosocial (TUNDISI *et al.*, 2006c) A consolidação do modelo de desenvolvimento baseado na produção de energia e na proposta de promover e consolidar a economia regional e entender às amplas e necessárias demandas da sociedade brasileira como um todo, não foi satisfatoriamente completado uma vez que o processo global, nacional, baseou-se em uma premissa técnica e em uma tecnoburocracia, correta, por um lado, mas com defeitos quando às implicações sociais, sócio econômicas e ambientais (METCALFE *et al.*, 2020). Por isto há, especialmente na concepção e construção de grandes barragens, conflitos

e condições adversas antes, durante e após a instalação do empreendimento (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2020).

Por outro lado os reservatórios suscitam expectativas e ao longo do tempo os usos múltiplos e as diferentes opções vão se estabelecendo gerando pressões ambientais, econômicas, impactos cumulativos de grande envergadura o que compromete seguramente a própria consolidação do empreendimento e a sua proposta de desenvolvimento regional.

Influxo de Populações Humanas Durante a Construção – Alterações Sociais e Econômicas

O risco associado à construção e operação das barragens, passa a ser, também o risco associado ao futuro funcionamento do reservatório e a sua concepção e usos múltiplos no reservatório, acompanhado de mudanças estruturais na economia não é imediato, mas varia com o tempo e a capacidade de organização local da sociedade e da estrutura sócio ambiental. Também é evidente que compensações à construção devem ser consideradas como um adicional de valor à construção à região e podem ser importantes na mitigação de impactos e na revitalização regional (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2020).

A centralização de decisão de construção e desenvolvimento de grandes barragens, (VALÉNCIO & GONÇALVES, 2014) se por um lado promoveu um desenvolvimento econômico para o Brasil e um desenvolvimento regional (em alguns casos), por outro lado não teve a ampla e necessária avaliação sócio ambiental correspondente. E é certo que ao promover este desenvolvimento desencadeou um processo de modernização do país e modernização local, mas não promoveu o desenvolvimento. Diferença muitas vezes citada por Celso Furtado (1974): No Brasil há uma confusão entre modernização e desenvolvimento. Estas premissas necessitam de uma discussão mais aprofundada e no caso das barragens há seguramente necessidade de maior agregação de valor ao processo de construção não só do ponto de vista técnico, mas do ponto de vista econômico e social. Por isto, a agregação de um conjunto de especialistas e observatórios antes da construção de barragens é fundamental.

Um importante componente dos usos múltiplos dos reservatórios é a atividade de lazer e recreação destes sistemas artificiais após a sua construção. Esta atividade tem sido amplamente desenvolvida nos últimos 30 anos no Brasil associada à construção das represas em diferentes regiões geográficas e biomas, e, também devido à maior capacidade de deslocamento da população. Para a população do interior do Brasil, em qualquer região é mais viável utilizar reservatórios para a recreação do que nas regiões costeiras devido à distância e à logística.

A qualidade da água adequada para o contato primário é uma das principais características dos reservatórios quanto à recreação. Por outro lado esta atividade causa impactos de grande efeito nos reservatórios em determinados períodos, especialmente no verão, quando a recreação, lazer, esportes aquáticos torna-se mais intensa gerando resíduos sólidos e efluentes domésticos com poluentes. Há também problemas de ocupação do solo, utilização de áreas permanentes para a urbanização o que ocasiona impactos cumulativos e muitas vezes irreversíveis (GRANADO & ROMERO, 2014).

Recreação, lazer e turismo, abastecimento público, pesca e navegação são usos comprometidos e competitivos que tem consequências econômicas nos usos múltiplos dos reservatórios. Sem dúvida estas atividades têm um componente econômico que deve ser considerado

no contexto geral da gestão dos reservatórios, do ponto de vista da saúde pública, a permanente avaliação e monitoramento da qualidade da água, e a vigilância sanitária são parâmetros fundamentais.

Concluindo este capítulo a construção de reservatórios no Brasil, têm componentes e processos positivos, mas agrega também um conjunto de valores e impactos negativos que demandam uma reflexão profunda sobre a necessidade de prover bases conceituais mais consistentes para este desenvolvimento da infraestrutura. Há enorme oportunidade de trabalho interdisciplinar, conjunto que pode agregar muito valor econômico, social e ambiental à atividade meramente construtiva de modernização (TUNDISI *et al.*, 2008b).

Há ainda a considerar que a construção de reservatórios atrai uma população humana de porte considerável, parte como construtoras de obra, e parte como novos habitantes permanentes que se propõe a explorar as novas oportunidades surgidas com o a construção do reservatório. Há um aumento e diversificação da infraestrutura, por exemplo, estradas para possibilitar o deslocamento destas populações e isto têm como consequência à fragmentação do habitat e o aumento da exploração de madeira com desmatamento e também aumento da caça de animais selvagens nativos da região. Cerca de 7.000 trabalhadores migraram para trabalhar na represa de Na Hang, Vietnã, e estima-se um total de 30.000 trabalhadores que atuaram na Represa de Itaipu, Brasil/Paraguai. O número de habitantes da região tende a crescer após a finalização da construção e os usos múltiplos acelerando impactos e tornando estes cumulativos. A Figura 99 descreve os principais processos econômicos, sociais e demandas da sociedade que impulsionam a construção de represas os impactos e as interações produzidos pela construção dos reservatórios. A aceitação da construção de reservatórios para produção de Energia ou outras finalidades depende de uma extensa negociação com as comunidades locais e com a sociedade como um todo. Relações custo benefício devem ser exaustivamente avaliadas em conjunto e a própria localização do reservatório deve ser considerada em função da magnitude dos possíveis impactos. Esta Figura 99 descreve os principais processos que promovem a construção de represas e todas as implicações ecológicas econômicas, sociais e impactos.

**FUNÇÕES DE FORÇA
("Drivers")**

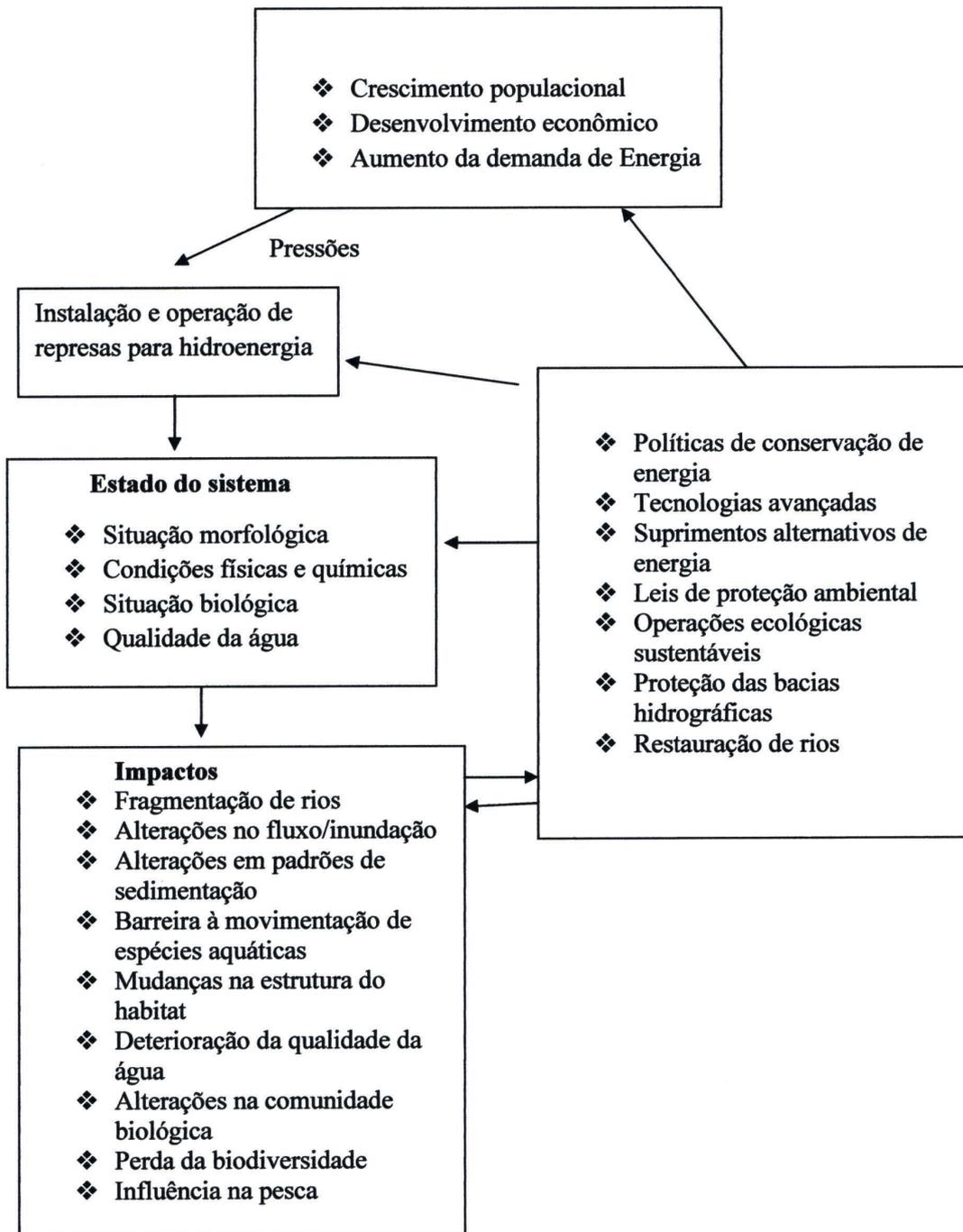


Figura 99 – Principais interrelações entre as funções de força, as pressões para instalação de sistemas de hidroenergia, as condições iniciais dos ecossistemas, os impactos e as políticas de conservação de energia e sustentabilidade dos ecossistemas.

Capítulo 2

Compensações

Para mitigar os impactos da construção e existência dos reservatórios, criou-se um sistema de compensações. Estas têm a finalidade de restaurar processos ecológicos afetados, e ao mesmo tempo revitalizar as regiões e bacias impactadas com obras ou benefícios que diminuam impactos e que teriam inclusive a finalidade de reparar danos ambientais, econômicos e sociais. Reflorestamento, estações de tratamento de água e esgoto já existentes, estradas, iluminação e infraestrutura são ações previstas em relatórios de impacto e colocadas oficialmente como parte do orçamento geral do empreendimento. Desde muito cedo, por exemplo, as hidroelétricas contavam com estações de piscicultura cuja finalidade era repovoar rios com espécies de peixes que pudessem substituir a biodiversidade íctica perdida (a partir de 1950 e em alguns casos antes dessa data). Entretanto, as espécies cultivadas e utilizadas para repovoar os rios impactados pelas represas eram praticamente exóticas, uma vez que não havia ainda, conhecimentos técnicos suficientes para cultivar espécies nativas afetadas pela construção das barragens. Este é um dos exemplos de que o direcionamento das compensações muitas vezes não trata as questões com a profundidade necessária.

Construção de moradias para as populações deslocadas; construção de hospitais e escolas; e apoio a atividades econômicas que possam substituir aquelas existentes antes da construção dos reservatórios, foram sempre desenvolvidas nas compensações e não sempre bem sucedidas devido a problemas sócio ambientais e sócio culturais. Por exemplo, em reservatórios da África, a transformação de pescadores em agricultores não foi muito bem devido a problemas culturais e de adaptação (OBENG, 1969, 1973).

Em muitos casos, compensações são na verdade um “gesto” para tentar substituir a realidade regional por outra realidade, muito mais complexa e que demandaria uma ação e análise intensiva, de largo espectro para entender o sistema regional, seu funcionamento e estrutura para contornar os impactos que afetaram os ecossistemas naturais regionais.

A partir desta concepção inicial e da visão sistêmica regional (bacias hidrográficas), pode-se estabelecer um sistema de compensações de alto nível e que restaure o ciclo hidrosocial os serviços ecossistêmicos e a sócio economia regional em bases sólidas. O exemplo das relocações é clássico pois não se trata só de uma mudança estrutural da população ribeirinha, mas uma profunda alteração cultural, econômica e social (BARTOLOME, 1994).

Os empreendimentos hidroelétricos têm utilizado consideráveis recursos para as compensações, por volta de 10% a 20% dos custos do empreendimento. Estudos orientados antes da avaliação do impacto com equipes interdisciplinares podem ser muito úteis para aplicar estes recursos em compensações efetivamente de forma mais adequada.

A integração de Engenharia, da Ecologia, da Limnologia, com os processos sociais e econômicos, incluindo empresas, setor público e associações é uma decisão estratégica, pois os reservatórios não são somente grandes obras de engenharia, mas grandes ecossistemas

artificiais de múltipla complexidade e integrados em seus componentes biogeofísicos econômicos e sociais (CALCAGNO, 1994). O conjunto de compensações deve promover esta visão integrada, sistêmica e interdisciplinar. Estas compensações podem incluir no futuro um uso dos reservatórios como um sistema de “ENERGY – BRIDGE “ onde serão aplicadas a utilização de novas fontes de Energia em acoplamento com as hidroelétricas. Por exemplo o uso de placas e painéis fotovoltaicos na superfície das águas de represas é uma possibilidade, bem como o uso de Energia eólica. Também se deve considerar a possibilidade de implantar nos reservatórios ou próximo a eles usinas de produção de hidrogênio. Portanto as represas podem ser consideradas como importantes equipamentos dedicados à transição energética com repotencialização (TUNDISI, 2022 em preparação).

Capítulo 3

A Integração entre Pesquisa e Gerenciamento

A construção de reservatórios sofreu grande expansão principalmente na segunda metade do século 20. Esses ecossistemas artificiais proporcionam hidroenergia, irrigação, abastecimento público, navegação e transporte e recreação, alimento (pesca e aquacultura). Essas atividades produzem múltiplos impactos, entre os quais eutrofização, acúmulo de sedimento e redução de coluna, inadequação da água para abastecimento; a proposta inicial de desenvolver a economia regional a partir dos reservatórios fica, portanto, comprometida. Como são sistemas complexos, os reservatórios apresentam diferentes escalas horizontais e verticais, heterogeneidade espacial longitudinal, e oscilações no seu ciclo hidrológico e limnológico. Portanto, para um tratamento seguro na gestão dos reservatórios e na otimização dos usos múltiplos, a integração entre as pesquisas básicas e o gerenciamento integrado é fundamental.

Devido à pressão dos usos múltiplos, crescimento populacional, e fatores econômicos os cientistas aquáticos atualmente enfrentam inúmeras questões apresentadas pelos engenheiros e gerentes desses ecossistemas artificiais.

- *Essas questões estão relacionadas com uma ampla gama de problemas práticos, cuja solução depende do acúmulo de dados relacionados com as complexidades estruturais, e mecanismos funcionais. Os problemas considerados são:*
- *Eutrofização, suas características, e controle da qualidade de água;*
- *Impactos da pesca, aquacultura, introdução de espécies exóticas, e seus impactos nas espécies nativas;*
- *Desenvolvimento sustentável de represas e otimização de seu gerenciamento para os usos múltiplos.*
- *A importância dos impactos, e suas consequências, deveriam ser consideradas com o uso intensivo da base de dados climatológica, hidrológica, limnológica, economia e social, com a finalidade de produzir tendências, promover cenários e integrar os usos múltiplos.*

A integração dos usos múltiplos e o gerenciamento resultarão na integração entre as questões e abordagens teóricas e os procedimentos operacionais como destacado por Kennedy (1999) – ver Módulo II – Cap. 18. Como os usos múltiplos e a complexidade morfo-métrica operacional e funcional dos reservatórios aumentam com o tempo e se diversificam, novas questões são propostas cujas respostas dependem de futuros estudos.

Neste caso o sistema de futuro de estudos limnológicos, será dirigido pelo gerenciamento e não só pela organização da pesquisa básica.

A dinâmica ecológica do reservatório, deverá ser dirigida para a compreensão das interações entre a bacia hidrográfica e o reservatório, os usos múltiplos da bacia hidrográfica, e seus impactos no ecossistema artificial (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI 2003a).

As avaliações, estudos, prospecções e previsões devem, portanto avançar nas seguintes direções:

- Proteção dos processos e serviços ecossistêmicos e nível de bacias hidrográficas e do reservatório.
- Integração de dados biogeofísicos, ecológicos, econômicos e sociais em um sistema de informações e um banco de dados.
- Manutenção da sustentabilidade de usos múltiplos através de um processo de gerenciamento adaptativo.
- Desenvolvimento de um sistema permanente de monitoramento da qualidade da água, em tempo real como sensor das atividades da bacia hidrográfica.
- Preparação de equipes multidisciplinares e interdisciplinares para estratégias de gerenciamento integrado.
- Promoção de capacidades preditivas de gerenciamento de reservatório, com base nos dados científicos obtidos no eixo espacial/temporal.

Portanto a integração de pesquisa com o gerenciamento deve ser promovida de uma visão local, setorial e de resposta para uma visão de bacia hidrográfica, integrada e preditiva.

Uma estratégia preditiva e de gerenciamento adaptativo, deve ser baseada na capacidade de uma excelente limnologia preditiva de reservatórios, como enfatizado por Straskaba 1995, 1999; Tundisi e Matsumura-Tundisi 2003a; Jørgensen et al., 2005.

Para manter o uso sustentável de represas, uma interação muito bem estabelecida entre pesquisa fundamental e gerenciamento deve ser estabelecida.

As perspectivas de pesquisa e seu uso para o gerenciamento devem ser permanentemente, avaliadas, monitoradas e discutidas. Deve-se também considerar que o uso de técnicas de AVALIAÇÃO DA EXPECTATIVA DO CICLO DE VIDA acoplada à pesquisa e gerenciamento pode ser um ponto de inflexão na gestão.

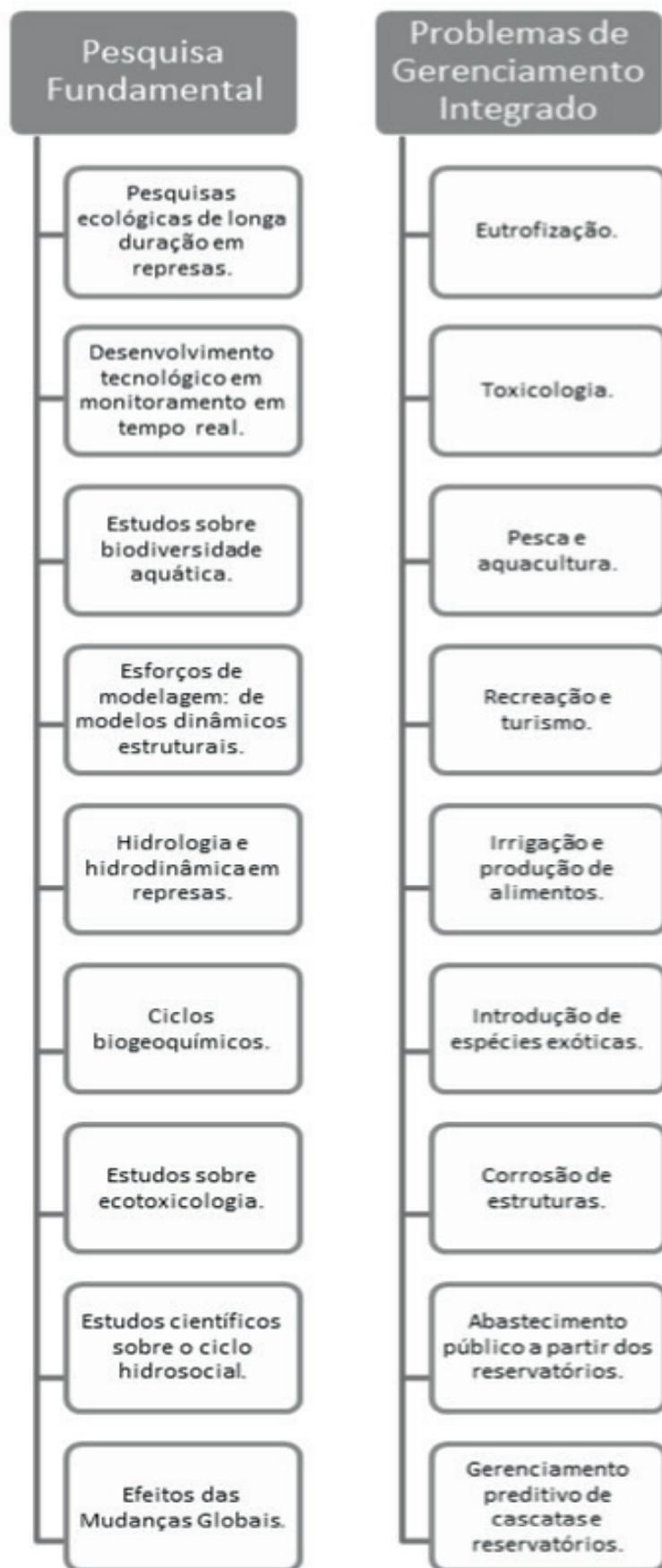


Figura 100 – As pesquisas básicas e o seu uso no gerenciamento integrado de represas. A bases ecológica e limnológica é fundamental para a aplicação em represas.

Módulo VIII

Efeito das Mudanças Globais na Dinâmica Ecológica dos Reservatórios

Capítulo 1

Efeitos no Funcionamento dos Reservatórios

As mudanças climáticas afetam o funcionamento limnológico dos reservatórios pois alteram as condições físicas, químicas e biológicas. O aumento da temperatura de superfície estabelece condições para uma estratificação mais intensa e conseqüentemente aumenta a estabilidade do ecossistema comprometendo a circulação vertical. Também há episódios de aumento da temperatura de reservatórios em camadas profundas (o que também compromete a circulação vertical). O aquecimento das camadas superiores dos reservatórios, aumenta a formação de florescimentos de cianobactérias conforme demonstrado por Pearl & Huisman, 2008. Segundo Paul *et al.*, 2008, a interação entre o crescimento e expansão mundial, geográfica, dos florescimentos de cianobactérias deve-se aos efeitos do aquecimento das águas de superfície e ao aumento da concentração de nutrientes no epilimnion estabilizado dos lagos e reservatórios. Uma serie de conseqüências resultantes do crescimento acelerado das cianobactérias ocorre: aumento da turbidez e redução da penetração de luz, o que impede o crescimento da flora bêntica e de macrófitas aquáticas. Também a fauna bêntica é afetada por estas condições. Depleção noturna de oxigênio dissolvido com episódios de anoxia, na água ocorre devido á respiração das cianobactérias e bactérias, Há um aumento da mortalidade em massa de peixes e efeitos de redução da biodiversidade em geral no reservatório. Além disto peptídeos tóxicos e alcalóides são produzidos durante os florescimentos causando danos á saúde humana e mesmo morte por graves efeitos tóxicos (CHORUS & BARTRAM, 1999). O aquecimento global, e as mudanças hidrológicas associadas, afetam o ambiente físico e químico e os processos biológicos principalmente metabolismo, crescimento e que favorecem a formação e estabelecimento de florações de cianobactérias. O aquecimento pode seletivamente promover o crescimento de cianobactérias em reservatórios uma vez que as taxas de crescimento podem ser otimizadas a temperaturas relativamente mais elevadas. Isto proporciona uma maior vantagem competitiva sobre diatomáceas, clorófitas, e dinoflagelados. Com o aumento do período de estratificação a prevalência dos florescimentos de cianobactérias é maior (PAERL *et al.*, 2011). As cianobactérias que povoam as águas superficiais de represas e lagos tem pigmentos protetores das altas taxas de irradiância, que permitem sobrevivência de longos períodos, sob condições de alta irradiância. O aquecimento global afeta padrões, intensidades e duração de precipitação e secas, com conseqüências resultantes do florescimento de cianobactérias. Quando aumenta a precipitação e drenagem ocorre um aumento na carga de nutrientes que enriquecem o sistema. O aumento da precipitação implica em uma maior descarga de nutrientes das bacias hidrográficas para os reservatórios o que pode acelerar a eutrofização e o crescimento das cianobactérias. O aumento de 2°C na temperatura da água reduz a solubilidade do oxigênio dissolvido. A presença de cianobactérias em massa nos reservatórios produz alterações na rede alimentar. O desaparecimento de algumas especies

devido aos aumentos de temperatura e mudanças na rede alimentar pode dar facilidades para a introdução de espécies exóticas. O aumento de temperatura no hipolímnio de lagos rasos e polimíticos pode promover a maior disponibilidade de fósforo acumulado no sedimento para a água. Alterações hidrodinâmicas no funcionamento de reservatórios podem ocorrer com o aumento da temperatura do hipolímnio. A Figura 101 descreve os impactos e consequências das mudanças globais em reservatórios do ponto de vista limnológico e ecológico.

Impactos Sócio Ambientais no Abastecimento Público e nos Usos Múltiplos

As alterações climáticas provocadas pelas mudanças em curso na atmosfera, com aumento da temperatura do ar, acúmulo de gases de efeito estufa, e efeitos hidrológicos de grandes proporções (enchentes com alta precipitação e secas prolongadas) tem um importante papel no funcionamento e na dinâmica ecológica dos reservatórios, comprometendo seus usos múltiplos e alterando a qualidade da água e os volumes disponíveis. A região Sudeste do Brasil já sofreu secas intensas em 1953, 1972 e 2001 (MARENGO, *et al.*, 2015). Entretanto no período 2013-2014 e 2014-2015 a Região Metropolitana de São Paulo, sofreu uma das maiores secas de sua história, com baixos índices pluviométricos, redução de volumes substanciais da água, e comprometimento do abastecimento público. As crescentes demandas hídricas da Região Metropolitana de São Paulo, devido ao crescente e indiscriminado uso da água, sua redução, aumentaram a crise hídrica que ocorreu nesse período.

Alterações no regime pluviométrico e na circulação atmosférica foram responsáveis pela redução no volume dos principais reservatórios de abastecimento. As anomalias na circulação atmosférica que resultaram em índices reduzidos de precipitação, inferiores à série histórica, duraram cerca de 45 dias e os principais reservatórios de abastecimento urbano sofreram redução dos volumes produziram eventos marcantes que retardaram na falta de reposição das águas dos reservatórios comprometendo o abastecimento da RMSP. Além do abastecimento público a produção de energia hidroelétrica também foi afetada, em 2014 e 2015. A Hidrovia do Tietê, com seis reservatórios em cascata teve sua operação suspensa no período causando prejuízos no transporte de mercadorias, recreação e turismo na região. Houve também efeitos nas indústrias e produção. As perdas na economia foram estimadas em R\$ 5 bilhões no período de 2014 só no Sudeste do Brasil e principalmente na RMSP.

Mas além destas consequências outro efeito muito notável da crise hídrica e da redução do volume dos reservatórios, foi a deterioração inexorável da qualidade da água das represas, aumentando muito os custos do tratamento da água para fins de potabilidade, colocando em risco a saúde da população em contato primário, e alterando a biodiversidade aquática dos reservatórios. Tal impacto pode ser observado na Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) onde a diminuição da precipitação, aumentou de 2°C da temperatura da água acima da média histórica de 45 anos, resultou no crescimento acelerado de uma espécie invasora *Cylindrospermopsis raciborskii* colocando em risco a recreação devido à presença de toxinas. Concentrações da clorofila a normalmente em torno de 10 a 15 mg/l atingiram 120 ug/l durante o nível máximo do evento da ausência da precipitação e aumento de temperatura (OGASHAWARA *et al.*, 2014a,b; TUNDISI *et al.*, 2015a).

No Nordeste do Brasil a seca atingiu o maior índice dos últimos 100 anos agravando-se muito a partir de 2010 e continuando até 2016. Os reservatórios do semiárido apresentam uma capacidade média de 16 % a 3% e grande número de açudes estão secos. As principais

consequências destas alterações climáticas e seus impactos nos reservatórios não se restringem somente à diminuição do volume. Há uma drástica redução da qualidade da água destes reservatórios, que resulta no aumento da concentração de fósforo e nitrogênio, na frequência dos florescimentos de cianobactérias, e, portanto, no abastecimento público proporcionado por represas e açudes.

Nos reservatórios em cascata do Rio São Francisco, por exemplo, responsáveis pela produção de hidroeletricidade e abastecimento público o quadro foi bastante crítico em 2015, 2016 e em 2017. As atividades de irrigação produzidas por açudes e reservatórios do semiárido também foram reduzidas em função da permanência das secas, afetando produção de alimentos.

A instalação de sistemas no semiárido para captar água de chuva tem auxiliado na resolução do problema de abastecimento (CIRILO, 2008).

De 2012 a 2015 o Nordeste do Brasil registrou prejuízos de R\$ 104 bilhões com as secas. Os reservatórios do Nordeste que tem capacidade de armazenar mais de 10 bilhões de litros de água operam em média com aproximadamente 10%. Muitos rios ficaram inteiramente secos. Portanto, os reservatórios submetidos às alterações climáticas apresentam muitos problemas de redução de volume, redução da espécie e da biodiversidade, aumento de espécies invasoras e oportunistas, comprometimento dos serviços ambientais, redução da pesca e da capacidade de irrigação.

Alternativas para a produção de energia e reservas de água para abastecimento são necessárias para substituir as perdas ocasionadas pelas secas prolongadas e suas consequências.

Conclusões

As mudanças globais podem afetar o funcionamento dos reservatórios e por consequência o abastecimento público e os usos múltiplos. Períodos de seca sucessivos tem reduzido a capacidade de geração de energia elétrica dos reservatórios com prejuízos estimados de 100 bilhões de reais em 5 anos (2013-2018). Além disso redução dos volumes afeta o abastecimento de água potável, os usos múltiplos como pesca, recreação, hidrovias e agricultura. Um outro problema que pode afetar os reservatórios especialmente em regiões semiaridas submetidas às mudanças climáticas é a salinização. O aumento da salinização, causa inúmeros impactos nas comunidades fitoplanctônicas e comunidades bênticas de microrganismos. Portanto as mudanças climáticas tornam os reservatórios ainda mais complexos e um gerenciamento adequado que inclua na gestão alterações na estrutura, funcionamento e usos múltiplos destes ecossistemas sob este estresse é necessário. A natureza interativa destas complexas interações, e as perturbações no ecossistema aquático deverão requerer novas e quantitativas abordagens, e modelagem de impactos e efeitos (PAERL *et al.*, 2011). Além disso monitoramento avançado e preditivo é necessário. É importante destacar também que devido aos efeitos cumulativos de mudanças climáticas, alterações na hidrodinâmica das represas, mudanças no processo de advecção e intrusão, aquecimento das camadas mais profundas de águas, afetam de maneira importante os ciclos biogeoquímicos, a distribuição espacial dos nutrientes e a produtividade primária fitoplanctônica e a rede alimentar. A figura abaixo apresenta os efeitos do aquecimento térmico como resultado da crise hídrica de 2013-2014 e que resultou no florescimento excessivo de uma cianobactéria invasora *Cylindrospermopsis raciborskii* na represa da UHE Carlos Botelho (Lobo – Broa). A evolução da infestação é mostrada nesta imagem. No pico da infestação a concentração de clorofila atingiu 120 µg. l⁻¹ Fonte: Igor Ogashawara, 2014 – comunicação pessoal.

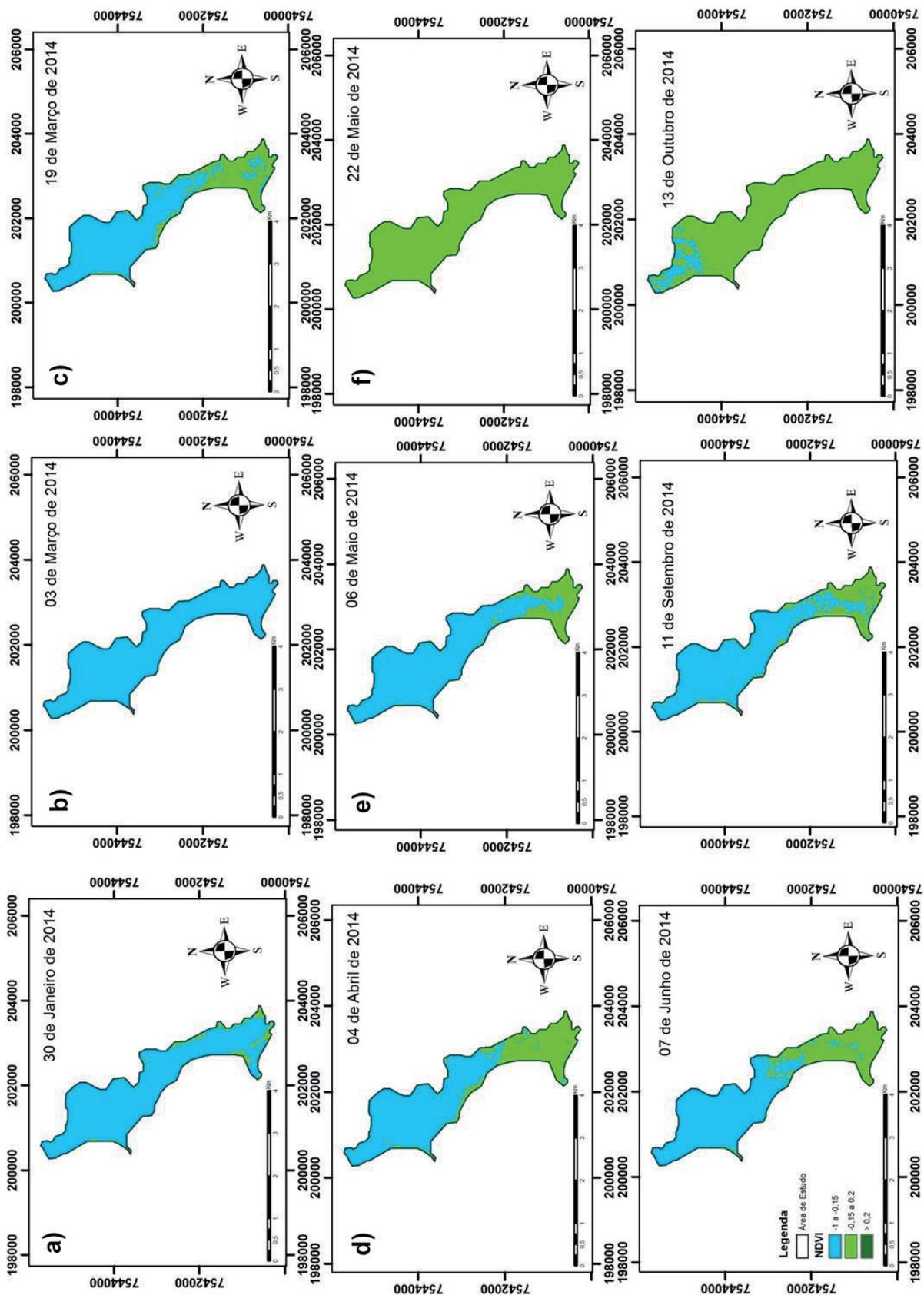


Figura 102 – Evolução do processo de eutrofização da Represa da UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa) em função de aquecimento térmico e redução da precipitação durante a crise climática de 2014-2015. Fonte: Igor Ogashawara, 2014 original.

A Figura 103 sintetiza os principais impactos das mudanças globais na ecologia e funcionamento dos reservatórios.

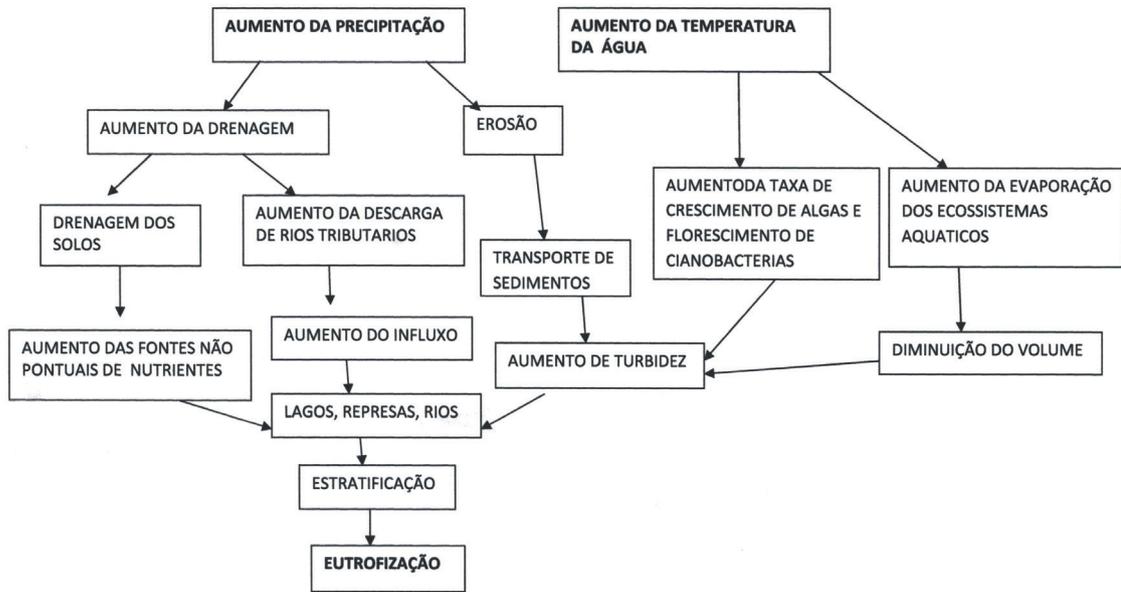


Figura 103 – Efeitos das mudanças globais na estrutura, e funcionamento de represas.

Módulo IX

Conclusões

Represas artificiais são sistemas complexos e diferem de lagos naturais devido às funções de força impulsionadas pelo regime de operação e usos múltiplos. Além disto, morfometria, tempo de retenção, gradientes horizontais são outros parâmetros que diferem os reservatórios dos lagos naturais.

A interação das bacias hidrográficas com as represas artificiais é qualitativamente e quantitativamente importante e influi decisivamente no funcionamento do reservatório devido à carga dos tributários e aos usos intensivos das bacias.

A tecnologia de construção das represas: tipo de barragem, localização das descargas, áreas de inundação, morfometria, tem influência considerável no funcionamento do ecossistema.

A fase de enchimento do reservatório estabelece bases fundamentais para o seu funcionamento limnológico e ecológico, futura organização espacial e usos múltiplos.

A organização espacial longitudinal e vertical e suas variações temporais dependem de localização do reservatório (latitude/longitude) da interação climatologia – hidrologia e do tempo de retenção e das contribuições e influxos dos tributários e processos da advecção. Dependem também dos sistemas de operação, que também tem efeitos no ecossistema a jusante. A estabilidade e ou a circulação do reservatório tem uma função primordial no ciclo de nutrientes na produtividade primária e na sucessão das populações no reservatório.

Os ciclos biogeoquímicos das represas são dependentes das cargas externas, da circulação vertical e horizontal e dos mecanismos internos de fluxo de Carbono, Fósforo e Nitrogênio, além do tempo de retenção. Como em todos os ecossistemas a biota aquática tem um papel fundamental nos ciclos biogeoquímicos.

O tempo de retenção é um parâmetro fundamental no funcionamento dos reservatórios, pois regula os ciclos biogeoquímicos, as zonas de transição e lacustre, a qualidade da água e montante e a jusante e os ciclos biológicos e a biodiversidade a montante a jusante.

A retenção de fósforo, matéria em suspensão e matéria orgânica é alta em reservatórios e o tempo de retenção tem papel importante nesta dinâmica.

A operação dos reservatórios tem consequências limnológicas fundamentais: estratificação térmica e química, circulação horizontal e hidrodinâmica e efeitos nos ciclos biogeoquímicos e na organização e funcionamento da biota. Tem efeitos importantes a jusante na hidrodinâmica dos rios ou represas e na organização espacial.

A dinâmica ecológica temporal – espacial de reservatórios depende da interação das forças naturais – climatologia – hidrologia das regras e mecanismos de operação tipo de construção das represas e usos múltiplos.

A colonização de represas é um processo complexo temporalmente e espacialmente diferenciado. No início há uma rápida sucessão ecológica, e após a estabilização novos padrões de biodiversidade e organização da biota ocorrem. Esta fase de estabilização pode levar muito tempo, dependendo do volume do reservatório, tempo de retenção e das interações deste ecossistema artificial com a bacia hidrográfica. Clima e hidrologia também influem. Reservatórios em cascata interagem no processo de organização e estrutura das comunidades. Os reservatórios de jusante estão sujeitos às contribuições de represas de montante do ponto de vista de nutrientes, diversidade de espécies e processos hidrodinâmicos.

Os impactos dos reservatórios na biota aquática, na fauna íctica dos rios, na fauna bentônica, fitoplâncton e zooplâncton são diversificados e complexos. Há substituições da flora e fauna lóticicas para biota lêntica, mas o desenvolvimento desta depende da capacidade de

colonização e estabilização das espécies. A fauna íctica nativa dos rios é bastante reduzida com a construção do reservatório, e espécies piscívoras são removidas deixando amplas áreas pelágicas com poucos predadores. Espécies exóticas são introduzidas nestas zonas pelágicas com sucesso ou não dependendo do reservatório e das espécies introduzidas.

Poluição orgânica, contribuições pontuais das bacias hidrográficas, poluição não pontual do ar e solo, eutrofização, contaminação industrial e agrícola, são alguns dos fatores mais importantes que afetam o funcionamento dos reservatórios, os ciclos de elementos e substâncias e a biota aquática. Acúmulos de substâncias tóxicas ocorrem nas represas. Estes impactos têm consequências nos usos múltiplos, nos custos de recuperação e no gerenciamento., com possíveis impactos também na saúde humana. A deterioração progressiva da qualidade da água dos reservatórios ocorre devido a estas causas. A taxa de sedimentação do reservatório depende destes usos da poluição e dos usos do solo da bacia hidrográfica.

O gerenciamento dos reservatórios é complexo e demanda ações nas bacias hidrográficas e no reservatório e seus tributários. O gerenciamento deve considerar a qualidade da água e a ecologia do ecossistema a montante e a jusante da barragem, o que implica em medições frequentes e monitoramento diversificado. Ações no reservatório são múltiplas: aeração, remoção de sedimentos, circulação vertical forçada, represas nos tributários, controle das fontes pontuais de eutrofização e monitoramento de espécies invasoras e seus impactos. Ações nas bacias hidrográficas são redução de carga difusa com o uso de sistemas de áreas alagadas, re-vegetação intensiva da bacia com espécies nativas, tratamento de efluentes industriais, controle e tratamento de efluentes agrícolas e industriais e construção de pré reservatórios para reter material em suspensão e nutrientes.

Modelagem matemática para auxílio e apoio ao gerenciamento é fundamental inclusive para aumentar a capacidade preditiva e as projeções futuras de biodiversidade, produção primária, eutrofização e a evolução do reservatório **Atenção especial deve ser dada ao gerenciamento de reservatórios, sob impacto de mudanças climáticas. Modelos integrados de gestão devem ser utilizados para o gerenciamento, mas uma base hidrodinâmica é fundamental para estabelecer os principais mecanismos de funcionamento.**

Estudos comparados realizados em reservatórios do Brasil, localizados em diferentes bacias hidrográficas em latitudes diversas, mostraram diferenças limnológicas fundamentais nesses ecossistemas artificiais, relacionadas principalmente ao tipo de construção, e descarga a jusante, tempo de retenção morfometria, climatologia, hidrologia, geologia, carga de nutrientes, estado trófico, transparência da água, pH e fósforo total. Essas diferenças incluem o impacto dos usos múltiplos no reservatório.

O carbono inorgânico dissolvido é a fração dominante no estoque de carbono das águas superficiais e é particularmente elevado nos reservatórios localizados em bacias hidrográficas no cerrado. Nos reservatórios eutróficos como Funil e Balbina, o carbono orgânico dissolvido predomina.

A quase totalidade da respiração planctônica (95%) em muitos reservatórios eutróficos é devida à respiração bacteriana.

Uma conclusão importante dos estudos das emissões de gases de efeito estufa, é que os reservatórios mais recentes como Xingó. Serra da Mesa e Segredo apresentam valores mais elevados do que reservatórios mais antigos como Três Marias e Itaipu. E os sistemas em fase de enchimento como Batalha, Santo Antônio e Belo Monte apresentam fluxos difusivos de

CO₂ através de interface sedimento – águas, muito superiores quando comparados aos de CH₄ em função das condições lóxicas que promovem processos oxidativos.

Os balanços de fluxos determinados pelos estudos mostraram a importância do processo de sedimentação permanente de carbono nos reservatórios. As emissões pós-enchimento por unidade de energia produzida são inferiores às emissões por termoelétricas. Somente para o reservatório de Balbina os valores de intensidade de emissão de gases de efeito estufa foram mais elevados do que em termoelétricas.

Os estudos de Abe *et al.*, (2008) mostram que maiores fluxos difusivos de gases de efeito estufa ocorreram em reservatórios eutrofizados em comparação com reservatórios menos eutróficos.

O tempo de retenção é um fator fundamental na emissão de gases de efeito estufa em reservatórios.

Os estudos de caso apresentados mostram diferenças substanciais em relação à latitude e longitude, volume, tempo de retenção, área inundada, usos múltiplos, tipo de construção. Os mecanismos de funcionamento são diversificados e dinâmicos. Os reservatórios em cascata funcionam evidentemente de forma diferente em relação a reservatórios isolados em uma bacia hidrográfica. Quando há construção de represas em cascata é fundamental preservar trechos do rio sem reservatórios para promover a recuperação da biodiversidade aquática e terrestre. Reservatórios nos trópicos afetam a biodiversidade terrestre e aquática, interferem com o ciclo hidrosocial das populações ribeirinhas e alteram o funcionamento de economia local e regional. Ecologia, biodiversidade e gerenciamento têm ações peculiares e fundamentais nesses reservatórios. Reservatórios amazônicos podem produzir menor impacto com tempo de retenção reduzido e volumes menores de reserva de água. A preservação de rios amazônicos totalmente sem construção de reservatórios é uma estratégia científica, de conservação e política necessária e de grande impacto.

O impacto dos reservatórios na sociedade local e regional é evidente. Esses efeitos podem ser mensurados com as alterações na economia local e regional, com o re-dimensionamento na estrutura social, ambiental e econômica; os reservatórios produzem efeitos negativos em muitas regiões, exigindo compensações sociais e ambientais, mas é inegável o efeito positivo na revitalização e re-direcionamento da economia e dos processos comerciais, fluxo de mercadorias e na infraestrutura. É também importante destacar que os usos múltiplos dos reservatórios ampliam as oportunidades econômicas, geram empregos e renda e aumentam a arrecadação. Entretanto é fundamental conciliar os processos ecológicos construtivos operacionais com os usos múltiplos com a finalidade de diminuir impactos negativos e proporcionar uma estabilização ecológica dos reservatórios com benefícios para os investimentos e principalmente para a população local.

Mudanças globais que alteram ciclos climatológicos, hidrológicos, hidrodinâmica das represas, temperatura da água, padrões de circulação atmosférica, afetam reservatórios em todo o planeta. Reduzem volume de água, interferindo no abastecimento, alteram volumes de reservatórios, e descargas a jusante, produzem aumento de eutrofização e aceleram ciclos biogeoquímicos. Superpostas a estas há alterações intensivas nos usos do solo que aceleram os processos e impactam os reservatórios. Há impactos econômicos severos com as mudanças globais em curso. Alterações hidrodinâmicas importantes e na circulação ocorrem.

Reservatórios são atualmente estruturas artificiais importantes para o Planeta. A sociedade depende muito de reservatórios para muitas finalidades práticas que afetam o bem

estar das pessoas, a oferta da água, alimentos e energia. Esta interação varia de local para local, regionalmente e continentalmente, e precisa ser melhor mensurada de forma efetiva. A deterioração do funcionamento dos reservatórios produzida por varias causas tem impactos ecológicos econômicos e sociais altamente relevantes. Por esta razão seu gerenciamento avançado é fundamental.

A AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL de construção de represas é uma tarefa complexa, dinâmica, interdisciplinar e deve ser realizada em larga escala na bacia hidrográfica em que o reservatório será construído. Avaliações das influências diretas e indiretas são necessárias bem como a integração e análise dos processos biogeofísicos, econômicos e sociais muito antes da construção e depois da construção. A AIA deve contemplar projeções futuras para caracterizar o comportamento ecológico, limnológico do reservatório e sua evolução em função dos impactos das bacias hidrográficas. A Avaliação de Impacto Ambiental deve inclusive analisar a viabilidade de implantação do reservatório em determinada bacia hidrográfica, descartando a implantação se for o caso. Os estudos de avaliação de impacto ambiental podem ser complementados por estudos da **expectativa do ciclo de vida do reservatório** que amplia muito a análise e prognóstico.

Os reservatórios são sistemas heterogêneos e complexos devido à sua origem, às interações com as bacias hidrográficas e às regras de operação que são variáveis e afetam hidrologia e circulação a montante e a jusante. Devido a esta heterogeneidade e organizações espaciais diferenciadas com processos ao longo do eixo longitudinal e braços do reservatório, há excelentes oportunidades de pesquisa, experimentação e observação por ecólogos, limnólogos, hidrólogos e engenheiros. Como os reservatórios podem ser manipulados através de seus sistemas de operação na barragem há oportunidades teóricas consideráveis para estudar a resiliência de comunidades às variabilidades de fatores como tempo de retenção, fluxos e vazões, efeitos a jusante e resposta dos ciclos biogeoquímicos a estas variações.

Dada a sua estrutura e funcionamento e sua inserção regional, reservatórios, são também excelentes ecossistemas artificiais para o ensino pratico e teórico de **Ecologia de ecossistemas, Biogeografia, Sucessão de comunidades, Hidrodinâmica, Hidrologia, Gerenciamento Integrado, Processos biogeofisiográficos, Limnologia, Engenharia, Economia, Ciencias Sociais.** A formação de recursos humanos com capacidade interdisciplinar voltada exclusivamente para reservatórios é ainda um processo incipiente mundialmente e no Brasil e futuros esforços devem ser desenvolvidos nessa direção.

Referências Bibliográficas

- ABE, D.S.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Nitrification and denitrification in a series of reservoirs in the Tietê River, Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 28: 1-4. 2001.
- ABE, D. S.; ADAMS, C.; SIDAGIS GALLI, C.; CIMBLERIS, A.C.P.; TUNDISI, J.G. Carbon gas cycling in the sediments of Serra da Mesa and Manso reservoirs, Central Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v. 29, pp. 567-572, 2005.
- ABE, D.S.; SIDAGIS GALLI, C.; TUNDISI, J.G. Emissões de gases em efeito estufa em reservatórios de hidroelétricas. In: Straskraba, M.; Tundisi, J.G. (eds) *Diretrizes para o gerenciamento de lagos.* v. 9. Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas. 249-272 pp. IIE, ILEC 272, 2008.
- ABE, D.S.; SIDAGIS GALLI, C.; MATSUMURA-TUNDISI, T. TUNDISI, J.E.M.; BLANCO, F.P.; FARIA, C.R.L.; TUNDISI, J.G. additional list of species of aquatic macrophytes in the lower basin of Xingu River. *Brazilian Journal of Biol.*, pp. 70-77.2015.
- ABRIL, G.; GUÉRIN, F.; RICHARD, S.; DELMAS, R.; GALY-LACAUX, C.; GOSSE, P.; TREMBLAY, A.; VARFALVY, L.; DOS SANTOS, M. A.; MATVIENKO, B. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-years old tropical reservoir (Petit-Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles* 19: GB 4007, doi: 10.1029/2005GB002457. 16 pp. 2005.
- ACKERMAN, W.C.; WHITE, G.F.; WORTHINGTON, E.B. (eds). *Man Made Lakes. Their problems and environmental effects.* Geographical monograph. American Geographical Union. 847pp, 1973.
- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO Jr., H.F.; BORGHETTI, J.R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Universidade Estadual de Maringá, Maringá*, v. 14 (suppl), p. 89-107. 1992.
- AGOSTINHO, A.A.; JULIO Jr., H.F.; PETRERE, J.M. Itaipu Reservoir (Brazil) In: I.G. Cow (ed.), *Impacts of the Impoundment on the Fish Fauna and Fisheries.* Fishing News Books, 171-184. 1994.
- AGOSTINHO, A.A. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. Pp. 13-22. In: *Seminário sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro.* Altinópolis, 01 e 02 de março de 1994; Reuniões Temáticas Preparatórias. Cad. 4: Estudos e Levantamentos, 92 p.; Comase e Eletrobrás, Rio de Janeiro. 1994a.
- AGOSTINHO, A.A.; VAZZOLER, A.E.A.M.; THOMAZ, S.M. The high river Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. pp. 59-104. In: J.G. Tundisi, C.E.M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds), *Limnology in Brazil*, Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro. 1995.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Reservatório de Segredo. Bases ecológicas para o manejo. COPEL, UEM; NUPELIA, EDUEM, 387 p. 1997a.
- AGOSTINHO, A.A.; FERRETTI, C.M.L.; GOMES, L.C.; HAHN, N.S.; SUZUKI, H.I.; FUGI, R.; ABUJARA, F. Ictiofauna de dois reservatórios do Rio Iguaçu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. pp. 277-292. In: A.A. Agostinho; L. C. Gomes (eds.), *Reservatório de Segredo: Bases Ecológicas para o Manejo*, Editora Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 1997b.

- AGOSTINHO, A.A.; MIRANDA, E.L.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.S.M.; THOMAZ S. M; H. L. SUZUKI,. Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognose of aging. In: Tundisi, J. G.; M. Straskraba (eds), Theoretical Reservoir and its Applications. International Institute of Ecology, Brazilian, Academy of Science, Backhuys Publishers: 227-265.1999.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAS, S.M.; GOES, L.S. Conservation of the biodiversity of Brazil´s inland waters. *Conservation Biology*, vol 9, pp. 646-652, 2005.
- AGOSTINHO, A.A. GOMES, L.C.; PELICICE, F. M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringa EDUEM. 501 pp. 2007.
- AGOSTINHO A. A. GOMES L. C. BONECKER C. C.; THOMAZ S. M. Padrões de variação de longo prazo na planície de inundação do Alto Rio Paraná. pp167-196. In: Tabarelli et al. (Editores) PELD - CNPq. Dez anos do programa de pesquisas ecológicas de longa duração no Brasil.: Achados, Lições e Perspectivas. Editora Universitária UFPE.449pp. 2013.
- ALHO, C.J. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: A review. *Oecologia Australis* v, 15, p. 593-604. 2011.
- ANDREWARTHA H.G.; BIRCH L. C. The Ecological Web. More on the distribution and abundance of animals. University of Chicago Press. Chicago 506 pp. 1984.
- AOKI, I. Entropy production in living systems: from organisms to ecosystems. *Acta* 250, pp. 259-300. 1995.
- ARAUJO LIMA, C.A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.A. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. pp. 105-136. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T. (Editors). *Limnology in Brazil*, Brazilian Academy of Sciences. Brazilian Society of Limnology. 376 pp. 1995.
- ARCIFA, M.S.; FROEHLICH, C.G.; GIANESELLA-GALVÃO, S.M.F. Circulation patterns and their influence on physic-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*; v. 21, p. 1054-1059.1981.
- ARCIFA, M.S.; FROEHLICH, O.; NORTHCOTE, T.G. Distribution and feeding ecology of fishes in a tropical Brazilian reservoir. *Men. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 68: 301-326.1988.
- ARMENGOL, J. et al.; Longitudinal processes in Canyon type reservoirs: The case of Sau (N.E. Spain). In: Tundisi, J.G. and Straskraba, M. (Editors). *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. 313-344 pp. Brazilian Academy of Sciences. Inst. Int. of Ecology and Backhuys Publishers. 585 pp. 1999.
- AYENSU, E.; D. VAN R. CLAASEN, M. COLLINS, A. DEARING, L. FRESCO, M. GADGIL, H. GITAY, G. GLASER, C. JUMA, J. KREBS, R. LENTON, J. LUBCHENCO, J. A. MCNEELY, H. A. MOONEY, P. ANDERSEN-PINSTRUP, M. RAMOS, P. RAVEN, W. V. REIDE, C. SAMPER, J. SARUKHAN, P. SCHEI, J. G. TUNDISI, R. T. WATSON, X. GUANHUA,; A. H. ZAKRI. International ecosystem assessment. *Science* 286: 685-686. 1999.
- AYRES, M. Some aspects of social problems facing conservation in Brazil. *Trends in Ecology and Evolution*. v. 1, n. 2,pp. 48-49. 1989.
- AZEVEDO, S.M.F. (coord.) et al. Variáveis biológicas e mudanças globais como potencias fatores controladores de florações de Cyanobacterias, projeto (213-2017), 2015.
- BALON E. K; COCHE E. K.Lake Kariba a man made tropical ecosystem in Central Africa, W Junk. The Haggue 767pp. 1974.
- BALON, E.K.; Fish production of a tropical ecosystem, pt. 2, pp. 253-676. In: E.K.BALON; A.G.COCHE (eds.), *Lake Kariba: a Man-made Tropical Ecosystem in Central Africa*, Dr. W. Junk, The Hague, Nethelands. (MonographieBiologicae, n. 24).1974.

- BARBOSA, F. A. R.; J. PADISÁK, E. L. G. ESPÍNDOLA, G. BORICS; O. ROCHA. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the Tietê River-basin, São Paulo, State, Brazil. In: Tundisi, J. G.; M. Straskraba, (eds), Theoretical Reservoir and its Applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science, Backhuys Publishers: 425-437.1999.
- BARKO, J.W.; SMART, L.N. Mobilization of sediment phosphorus by submerged freshwater macrophytes. *Fresh. Biol.* v. 10, pp. 229-238,1980.
- BARROW C. J. The environmental consequences of water resources development in the tropics In Doi Jun Bee (Editor) Natural resource in tropical countries. Singapore University Press, Singapor, 439-476.pp. 1983.
- BARTHEM, R.; GOLDING, M. The catfish connection: ecology,migration, and conservation of Amazon predators. Columbia University Press, 144pp. 1997.
- BARTOLOMÉ, L. Theoretical and operational issues in resettlement processes: the Yaciretá project and urban relocations in Posadas, Argentina. 43-57 pp. Environmental and social dimensions of reservoir management in the La Plata Basin.1994.
- BASSOLI, F. Produção fitoplanctônica em ecossistemas brasileiros: síntese e cenário atual. Dissertação de Mestrado, UFRJ, Rio de Janeiro, 117 pp. 2006.
- BAYLEY, P.; PETRERE, M Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. In.: Dodge O.P (Editor). Proceedings of the International Large Rivers Symposium. Canadian Special Publications Fish Aquatic Sci. Ottawa, v. 106, pp. 385-398.1989.
- BECKER, B.; NASCIMENTO, J. A,S.; COUTO, R.C.S. Padrões de desenvolvimento, hidroelétricas e reordenação de território na Amazonia. *Energia na Amazonia V.II*.pp. 787-815. 1996.
- BERE, T.; TUNDISI, J.G. Influence of land use patterns on benthic communities and water quality in the tropical Monjolinho hydrological basin, Brazil. v. 37, n. 1, pp. 93-102. 2010.
- BERE, T. The Diatom assemblages as indicators of field and laboratory condition in lotic systems: conservation and water quality management in São Carlos, SP, Brazil. Ph.D thesis, Post graduate Program in Ecology and Natural Resources. 221 pp. 2011.
- BERNHARDT, H.; SCHELL, H. The Technical concept of phosphorus elimination at the Wahnbach estuary using floc filtration (The Wahnbach System). *Zf. Wasser –und Abwasser-Forschung*, vol. 12, pp. 78-88. 1979.
- BEYRUTH, Z. et al. Toxic algae in freshwaters of São Paulo State. In: CORDEIRO MARINO et al. (orgs). *Algae and environment: a general approach* 53 Fi/CETESB, pp. 53-64, 1992.
- BEYRUTH, Z. Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga: 1991-1992. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. Tese de Doutorado, USP/São Paulo, 1996.
- BEYRUTH, Z.; CALEFFI, S.; ZANARDI, E.; CARDOSO, E.; ROCHA, A.A. Water quality of Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil, 1991-1992. *Verh. der Internat. Verein fur Limnologie*, vol. 26 pp. 675-683. 1997.
- BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growht in Guarapiranga reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia* 424: 51-60. 2000.
- BIANCHINI JUNIOR, I. B.; CUNHA-SANTINO, M.B. Dyanmics of colonization and the collapse of a macrophyte community during the formation of a tropical reservoir. *Fundamental and Applied Limnology*. vol 184(2), pp. 141-150, 2014.

- BIANCHINI JUNIOR, I.; CUNHA-SATINO, M.B. Reservoir management: an opinion to how the scientific community can contribute. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol 30, 301pp. 2018.
- BICUDO, C.E.M. et al. Efeitos do represamento sobre a estrutura da comunidade planctônica do reservatório de Rosana, Baixo Rio Paranapanema, Estado de São Paulo. In: NOGUEIRA, M.; HENRY, R.; JORCIN, A. (eds). *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. RIMA. pp. 349-377, 2005.
- BICUDO, D.C. et al. Remoção de *Eichhornia crassipes* em um reservatório tropical raso e suas implicações na classificação trófica do sistema: estudo de longa duração no Lago das Garças, SP, Brazil, pp. 413-438. In: TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SIDAGIS GALLI, C. (eds.). *Eutrofização na America do Sul: causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle*. Inst. Int. de Ecologia, São Carlos, 2006.
- BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C (orgs). 100 anos de Represa de Guarapiranga. Lições e Desafios. Editora Univ. São Paulo, 504 pp, 2017.
- BINI, L.M.; TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; MATHEUS, C.E. Spatial variation of zooplankton groups in a tropical reservoir. *Broa Reservoir, São Paulo, State, Brazil. Hydrobiologia*. Vol. 357, 89-98 pp. 1997.
- BISWAS, S. The Volta Lake: some ecological observations on the phytoplankton. *Verh. Int. Verein. Limnology*, vol.17, pp. 259-272. 1969.
- BLOSS, S.; HARLEMAN, D.R.F. Effect of wind-induced mixing on the seasonal thermocline in lakes and reservoirs. In Carstens, T. and McClimans, T. (eds.) *Second International Symposium on Stratified Flows*. Trondheim, Norway, The Norwegian Institute of Technology. Tapir. 723 p.1980.
- BONETTO, A. Los lagos de represas y sus proyecciones ecológicas: problemas y perspectivas. pp. 14-34. In: Univ. de La Republica. Facultad de Humanidade y Ciencias. Seminario sobre médio ambiente y represas. Tomo I. 368 pp. 1977.
- BRAGA B.; ROCHA O.; TUNDISI J. G. Dams in the environment: the Brazilian experience. In Braga B. (Editor) *Intern. Journ. Water Research Vol 14. n. 2. Special Volume:Water Management in Brazil 1998*.
- BRANCO, C.W.C.; KOSLOWSKY-SUZUKI, B.; SOUSE-FILHO, I.F.; GUARINO, A.W.S.; AND ROCHA, R.J. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes reservoir (Brazil): a tropical reservoir case. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, vol. 14, p. 175-191. 2009.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G.Y. Comunidades de invertebrados bentônicos, nas fases pré e pós enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do Rio Mogi-Guaçu (SP), pp. 375-408. In: HENRY, R. (ed). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FPESP/FUNDBIO, 1999.
- BRENDONECK, L.; DE MEESTER LUC. Egg Banks in freshwater zooplâncton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*. vol. 491. Pp. 65-84. 2003.
- BRILINSKY, M. Estimating the productivity of lakes and reservoirs. pp. 411-453. In Le Creen E. D. and Lowe McConell R. H. (Editors). *Cambridge University Press London England* , 588pp. 1980.
- BRITO, S.L.P., MAIA-BARBOSA, PINTO-COELHO, R.P. Secondary productivity of main microcrustacean species of two tropical reservoirs in Brazil and its relationship with trophic state. *Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – ECMVS, Brazil*. <http://dx.doi.org/10.4081/limnol.1267>. 2016.

- BRITO, S.G.; SIROL, R.N. Transposição de peixes como forma de manejo: as escadas do complexo Canoas, Médio Rio Paranapanema, bacia do Alto Paraná. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (orgs). *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. RIMA, São Carlos, pp. 285-304, 2005.
- CALCAGNO, A. A review of reservoir development in Argentina and the Environmental Aspects of the Corpus Christi Project. In: *Environmental and Social Dimensions of Reservoir Management the La Plata Basin*. UNCRD, Nagoya, Japan. 157 pp. 1994.
- CAMPAGNOLI, F.; COSTA-DINIZ, N. *Gestão de reservatórios de hidroeletricas*. Oficina de Textos.192pp. 2012.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2): 361-369.1977.
- CASTRO FILHO, B.M.; CARELLI FORTES, R.F. Modelagem numérica de circulação e da qualidade da água do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães, Tocantins, Relatório (INVESTCO), 30 pp, 2002.
- CASTRO, D.M.P.; HUGHES, R.M.; CALLISTO, M. Influence of peak flows on the macroinvertebrates drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. *Braz, Journ of Biol.* v. 73, n. 4, pp. 775-782. 2013.
- CAVALCANTI, I.F.A; KOUSKY, V.E. Parte I – Sistemas meteorológicos que afetam o tempo na América do Sul: frentes frias sobre o Brasil. In Cavalcanti, I.F.A.; Ferreira, N.J.; Silva, M.G.A.J. and Silva Dias, M.A.F. (Ed.) *Para entender tempo e clima*. São Paulo: Oficina de Textos. p. 135-147. 2009.
- CHALAR, G.; TUNDISI, J.G. Main processes in the water column determined by Wind and rainfall at Lobo (Broa) Reservoir. Implications for phosphorus cycling. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Edited by J.G. Tundisi and M. Straskraba, International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, pp. 53-65.1999.
- CHAPMAN, D. (ed.) *Water Quality Assessments*. UNEP/UNESCO/WHO. 585 pp. 1992.
- CHAPRON, S.C. AND RECKHOW, K.H. *Engineering approaches for lake management*. Woburn, MA, Butterworth. 2 Vols. 1983.
- CHESSON, P.L. Coexistence of competitors in a stochastic environment: The storage effect, In Freeman, H.I.; C. Strobeck (eds), *Population Biology*, Springer: 188-198. 1983.
- CHESSON, P.L. Multispecies competition in varying environments. *Theor. Pop. Biol.* 45: 227-276. 1994.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in water*. E; FN Spon. Routledge 416 pp, 1999.
- CIRILO, A. J. Políticas Publicas de recursos hídricos para o semi árido. *Estudos Avançados*.vol. 22 (63).pp. 61-82. 2008.
- COLBORN, T.; DUMANOWSKI, D.; MAYERS, J.P. *Our stolen future*. Little Brown, 1996.
- COLE, T.M.; and HANNAH, H.H. Dissolved oxygen dynamics. Pp. 71-107. In: Thornton K.W.; Kimmel, B.L.; Payne F.E. (Editors). *Reservoir Limnology. Ecological Perspectives*. John Wiley; Sons. 246 pp. 1990.
- COMISSÃO MUNDIAL DE GRANDES BARRAGENS (WORLD COMMISSION ON DAMS). *A new framework for decision making*. Report W.C.D. 404 pp. 2000.
- CONSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. vol. 387, pp. 253-260. 1997.
- COOKE, D.C.; WELSH, E.B.; PETERSON, S.A.; NEWROTH, P.R. *Lake an Reservoir restoration*. Ann Arbour Science. Butterwork Publishers, Boston, Mass. 1986.

- COOKE, D.C.; KENNEDY, R.H. Water quality management for reservoirs and tailwaters. Department of the Army. US Army Corps of Engineers. Washington D.C. 182 pp, 1989.
- COOKE, D.C.; WELSH, E.B.; PETERSON, S.A.; NEWROTH, P.R. Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Lewis Publishers, 548pp. 1993.
- CORNER, E. et al. On the nutrition and metabolism of zooplankton. IV. Forms of nitrogen excreted by *Calanus*. Cambridge University Press. Journ of Marine Biol. Ass. U.K. vol. 47, n. 1, pp. 113-120, 2009.
- CORWIN, D.L.; WAGGONER, B.Z. TE TRANS: A user friendly functional model of salute transport. In: BARNWELL, T.O.; OSSENBRUGGEN, P.J.; BECK, M.B. (eds). Waterntex 91. Pergamon Press, pp. 57-66. 1991.
- COSTA, I.A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.C.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M.; CHELLAPPA, N.T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia, vol. 66. no. 1B, p. 211-219. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000200005>. PMID: 16710515. 2006.
- COWGILL, U. M. Actividades Humanas y sus efectos em lagos permanentes. I Las pasadas três decadas em La Laguna Linsley. pp. 281-312. In Seminario sobre Medio Ambiente y Represas. Tomo 1. Universidad de La Republica. Facultad de Humanidades y Ciencias Organizacion de los Estados Americanos Montevideo Uruguay. 367pp. 1977.
- CROSSETTI, L.O.; BICUDO, D.C.; BICUDO, C.E.M.; BINI, L.M. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia, vol. 68, no. 4, supplement, p. 1061-1067. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500013>. PMID: 19197476. 2008.
- CUNINGHAM, S. The restoration economy. The greatest new frontier. Benett – Koehler Publishers. Inc. 341 pp. 2002.
- CURTARELLI, M.P. Variabilidade espacial e temporal do fluxo difusivo de CO₂ no reservatório hidroelétrico de Tucuruí, Amazônia, Brasil. Tese de doutorado. INPE. 155 pp. 2016.
- DA SILVA, C. et al. Invasion of the Dinoflagellate *Ceratium furcatus* (Levander), Langhans 1925, at tropical reservoir and its relation to environmental variables. Biota Neotropica, vol 12, pp. 93-100, 2012.
- DE CARLI, B.P. et al. Development of a zooplankton biotic index for trophic state prediction in tropical reservoirs. Limnetica, vol. 38, n. 1, pp. 303-316, 2019.
- De GROOT, R. et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units Ecosystem services. Vol. 1 pp. 50-61, 2012.
- DE MEIS, M.R.M.; TUNDISI, J.G. Geomorphological and limnological processes as a basis for lake typology: the Middle Rio Doce Lake system. pp. 26-48. In: TUNDISI, J.G.; SAIJO, Y. (eds.) Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil. Braz. Acad. Sciences/ EESCUSP/Center for Water Resources and Applied Ecology, 513 pp. 1997.
- DE MERONA, B.; JURAS, A.A.; MENDES DOS SANTOS, M.; ANICETO CINTRA, I.S. Os peixes e a pesca no baixo Rio Tocantins. Vinte anos depois da UHE Tucuruí. Eletrobras, Eletronorte 208 pp. ; 2010.
- DE STASIO Jr, B.T.; The seed bank of a freshwater crustacean: copepodology for the plant ecologist. Ecology 70: 1377-1389. 1990.
- DIAS, J.F. Padrões reprodutivos em Teleósteos da costa brasileira: uma síntese. Inst. Oceanográfico, Univ. São Paulo, São Paulo, 105 p. Msc. Thesis, 1989.
- DINIZ FILHO, J.A. Canonical trend surface analysis of morphometric variation in africanized bees from Brazil. J. Apicult. Res. vol. 34, pp65-72, 1995.

- DOMIS, L.N.S.; ELSER, J.J.; GSELL, A.S.; HUSZAR, V.L.M.; IBELINGS, B.W.; JEPPESEN, E.; KOSTEN, S.; MOOIJ, W.M.; ROLAND, F.; SOMMER, U.; DONK, E.V.; WINDER, M.; LÜRLING, M. Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. *Freshwater Biology*, vol. 58, no. 3, p. 463-482. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12053>. 2013.
- DONOHUE, I.; MOLINOS, J. G. Impacts of increased sediment loads in the ecology of lakes. *Biological Reviews*. pp. 1-15 2009.
- DUMONT, H.J.; TUNDISI, J.G.; ROCHE, K. (eds). *Intrazooplankton predation*. Kluwer Academic Publishers. 242 pp, 1990.
- DUMONT, H.J. The species richness of reservoir plankton and the effect of reservoirs plankton dispersal (with particular emphasis on rotifers and cladocerans) pp. 477-491. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Int. Inst. Ecology/Bras. Acad. of Sciences/Backhuys Publishers, 585 pp, 1999.
- DUMONT, H.J. (ed). *The Nile: origin, environments, limnology, human use*. *Monographiae Biologicae*, vol. 89. Springer, 818 pp, 2009.
- EDMONDSON, W.T. Reproductive rates of rotifers in natural populations. *Mem. Inst. Ital. Idrobiol.*; vol 12, pp. 21-77. 1960.
- EDMONDSON, W.T.; WIMBERG, G.G. *A Manual on methods for assessment of secondary productivity in freshwaters*. I.B.P. Handbook, vol. 17, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 358, pp. 1971.
- EDMONDSON, W.T. Experiments and quasi experiments in limnology. *Bull. Mar.Sci.* vol. 53, pp. 65-83. 1993.
- EIGER, S.A. Avaliação de alguns modelos matematicos de simulação da hidrodinâmica e da qualidade da água em reservatórios. *Relatório sobre o estado da arte*. 74pp. 1998.
- EIGER, S.A. A simplified 2D Vertical plane numerical solution for reservoirs flows. In: Tundisi, J. G.; M. Straskraba (Eds), *Theoretical Reservoir and its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science, Backhuys Publishers: 175-210.1999.
- ELETROBRAS. *Relatório anual*. 2002.
- ELETRONORTE. *Annual Report*, 1998.
- ELETRONORTE, Represa de Tucuruí. *Programa de Limnologia e Qualidade da Água. Consolidação de dados limnológicos. Etapa Final* 49pp. Projeto Executivo, 2000.
- ESTABA, M.; GONZALEZ, E.J.; MATOS, M.L. Aeracion artificial en el embase Pao Cachinche: primer y exitoso caso de mejoramiento de la calidad del agua em Venezuela. In: Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; SidagisGalli, C. (Editores). *Eutrofização na América do Sul*. IIE 439-455 pp. 2006.
- FALOTICO, M.H. *Limnological characteristics and aspects of the composition and distribution of the zooplankton community of Samuel Reservoir (Rondonia), during the filling phase*. MsC Dissertation University of São Paulo 195pp. 1993.
- FAST A. W.; HULQUIST R. G. *Supersaturation of nitrogen gas by artificial aeration in reservoirs*. Technical Report E-82-9 Us Army Engineer Waterways Department Station, Vicksburg, MS 1982.
- FEARNSIDE, P. M. Greenhouse gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: the example of Tucuruí Dam compared to fossil fuel alternatives. *Environmental Conservation*. vol. 24, n. 1, pp. 64-75 1997.
- FEARNSIDE, P.M.; *Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications*. *Water, Air and Soil Pollution* 133: 69-96. 2002a.

- FEARNSIDE P. M. Avança Brasil: Environmental and social consequences of Brazil's planned infrastructure in the Amazon. *Environmental Manag.* v. 30. n. 1, pp. 748-763. 2002b.
- FEARNSIDE P. M. Brazil's Samuel Dam. Lessons for hydroelectric development policy and the environment in the Amazon. *Environmental management.* v. 35, n. 1, pp. 1-19 2005.
- FEARNSIDE, P.M. Hidroeletricas na Amazonia. Impactos Ambientais e Sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. vol 1. Editora do INPA. 295pp. 2015a.
- FEARNSIDE P. M. Hidroeletricas na Amazonia. Impactos Ambientais e Sociais na tomada de decisões sobre grandes obras. vol. 2, Editora do INPA. 289pp. 2015b.
- FEARNSIDE, P.M. Tropical dams. To built or not to built. *Science* 351. pp. 456-457. 2016.
- FELDBAUER, J. et al. Managing climate change in drinking water reservoirs: potentials and limitations of dynamic withdrawal strategies. *Environ. Sciencia, Europe*, pp. 32-48, 2020.
- FELISBERTO, A.S. E RODRIGUES, L. Comunidades de algas perifíticas em reservatórios de diferentes latitudes. Cap. 8. Pp. 97-114. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; CARLOS GONDO, L. (Editores). *Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais.* RIMA. 2005.
- FELS, E.; KELLER, R. World register on man made lakes. pp. 43-45. In: *Man-Made Lakes: Their problems and environmental effects.* ACKERMANN, W.C.; WHITE, G.F.; WORTHINGTON, E.B. (eds). *Geophysical Monograph 17, American Geophysical Union, Washington D.C.* xv + 847 pp. 1973.
- FERNANDO, C.H.; HOLCICK, J. Fish in reservoirs. *Int Revue ges. Hydrobiol.* vol. 76, n°2, pp. 149-167, 1991.
- FINER, M.; JENKINS, C.N. – Proliferation of Hydroelectric Dams in the Andream Amazon and implications for Andes – Amazon Connectivity. *PLUS ONE Vol. 7 (number 4)* e 35126. 2012.
- FONSECA C. P. Plankton Dynamics in the Dry and Rainy Seasons at Jacaré- Pepira reservoir, Brotas. SP. PhD Thesis University of São Paulo, 1996.
- FORATINI O. P. *Culicidologia medica: identificação, biologia, epidemiologia.* São Paulo EDUSP Vol. 2.
- FORD, D.E. Reservoir transport processes. In THORNTON, K.W.; B.L. KIMMEL; F.E. PAYNE (Eds), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives.* Wiley-Interscience Publication, New York, 2: 15-41.; 1990.
- FORD, D.E.; et al.; A water quality management model for reservoirs. *Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundments.* New York, American Society of Civil Engineers (ASCE). 1679 p. 1980.
- FRAGOSO, E.N.S. et al. Introdução de espécies e estudo atual da ictiofauna da represa do Lobo, Brotas, Itirapina, pp. 47-58. In: ROCHA, O. et al. (orgs). *Especies invasoras em águas doces: estudos de caso e problemas de manejo.* Editora da UFSCar, 416pp, 2005.
- FURTADO, C. O mito do desenvolvimento econômico. *Circulo do livro.* 113pp, 1974.
- GARZON C. Water Quality in Hydroelectric Projects: Considerations for Planning in Tropical Forest Regions. *Technical Paper 20 World Bank Washington D, C.* 1984.
- GARZON, C.E. Water quality management strategies for the Alto Sinu hydro Project. Preliminary proposal (for) CORELCA, Colombia. Hanover, New Hampshire. Dartmouth College, Thayer School of Engineering. 10 p. 1983.
- GATTI, Jr. P. Poluição pontual e não pontual em uma bacia hidrográfica sub-tropical. O papel da ecoidrologia como ferramenta de controle e bacias hidrográficas. *Tese de doutorado.* UFSCar. 71 pp. 2015.

- GEHEB, K.; SUHANDINAN D. The political ecology of hydropower in the Mekong River Basin. Current opinion in environmental sustainability. v10l. 37, pp. 8-13 2019.
- GILBERT, P.M. Harmful algae and the complex nexus of eutrophication and climate change. Harmful Algae, vol. 91, pp. 1-15. 2020.
- GONZALES RIVAS, E.J. et al. Eutrophication: a growing problem in the Americas, and the Caribbean. Braz. Journ. of Biol. vol 80, n. 3, pp. 688-689, 2020.
- GOODLAND, R. Environmental optimization in hydrodevelopment of tropical forest regions (10-20). In Panday, R.D. (ed.) Man -made lakes and human health. Suriname, Paramaribo, University of Suriname. 73 p., 1977.
- GRANADEIRO RIOS, C.M.M. – Modelagem de circulação de um reservatório tropical, polimítico. Tese de Doutorado. UFSCar. 59 pp. 2003.
- GRANADO, D.C.; ROMERO, L.R. Lazer e turismo na Represa de Jurumirim. pp. 367-376. In: HENRY, R. (org.). Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais. Holos Editora. 434pp, 2014.
- GUNTZEL, A. M. Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê/Paraná, SP. Ph. D Thesis, UFSCar, 445 pp. 2000.
- HARRIS, E. The nitrogen cycle in Long Island Sound. Bulle. Bingham Ocean. Coll. vol. 17, n,1, pp. 31-65. 1959.
- HARRIS, G.P. Temporal and spatial scales in phytoplankton ecology. Mechanisms, methods, models, and management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 37. no. 5, p. 877-900. 1980.
- HARRIS, G P. Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation. Londres: Chapman and Hall. 1986.
- HECHT et al. Hydropower dams in the Mekong Basin: a review of their hydrological impacts. Journal of Hydrology vol. 68 pp. 285-300 2019.
- HENDERSON_SELLERS B. and MARKLAND H. R. Decaying Lakes: The origins and control of eutrophication. John Wiley; Sons. 254 pp. 1987.
- HENRY, R.; J. G. TUNDISI, O conteúdo em calor e a estabilidade em dois reservatórios com diferentes tempos de residência. 299-322 pp. In: Tundisi, J. G. (ed), Limnologia e Manejo de Represas. Vol. I. Tomo I, Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo – Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Academia de Ciências do Estado de São Paulo. 1988.
- HENRY, R. The oxygen deficit in Jurumirim Reservoir (Parapanema River, São Paulo, Brazil). Jpn. J. Limnol. 53: 379-384 pp. 1992.
- HENRY, R. Thermal regime and stability in Jurumirim Reservoir (Parapanema River, São Paulo, Brazil). Int. Revue. Ges. Hydrobiol. 78: 501-511. 1993.
- HENRY, R. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil: In: Tundisi, J. G.; C. E. M. Bicudo & Matsumura-Tundisi, T. (eds), Limnology in Brazil: 351-363. 1995.
- HENRY, R. et al. A comparative study of thermal structure heat content and stability of stratification in three lakes. pp. 69-81. In Tundisi J. G. and Saijo Y. Limnological studies on the Rio Doce Valley lakes Brazil. Brazilian Academy of Sciences, University of São Paulo, School of Engineering of São Carlos 513pp. 1997.
- HENRY R. Heat Budgets, Thermal Structures and Dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. pp. 125-151. In: Tundisi, J.G. & Straskraba, M. (Editors). Theoretical reservoir ecology and its applications. Int. Inst. of Ecology. Brazilian Academy of Sciences. Backhuys Publishers. 585 pp. 1999a.

- HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.* (ed.) Raoul Henry – FUNBIO/FAPESP. 799 pp. 1999b.
- HENRY, R. *Ecotones na interfaces dos ecossistemas aquáticos*, Rima Editora, São Carlos, 349 pp. 2003.
- HENRY, R. *Represa de Jurumirim: Ecologia, modelagem e aspectos sociais.* Holos Editora. 434pp. 2014.
- HORNE, A.; GOLDMAN, C. *Limnology.* McGraw Hill. Int. Editions. Second Edition. 576 pp. 1994.
- HORNUNG, M.; RODÁ F. & LANGAN, S. J. (Editors). *A review of small catchments studies in Western Europe producing hydrochemical budgets.* Air Pollution Research Report 28, Commission of European communities. 186 pp. 1990.
- HOYER, A.B.; MORENO-OSTROS, E.; VIDAL, J.; BLANCO, J.M.; PALOMINO-TORRES, R.L.; BASANTA, A.; ESCOT, C.; RUEDA, F.J. *The influence of external perturbations on the functional composition of phytoplankton in a Mediterranean reservoir.* Hydrobiologia, vol. 636, no. 1, p. 49-64. <http://dx.doi.org/10.1007/s1075-009-9934-2>. 2009.
- HRBACECK, J. DVORAKOVA, M.; FORINEK, V.; PROCHAZKOVVA, L. *Demonstration of the effect of fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association.* Verh. Int. Verein Limnol. vol. 14 pp. 192-195. 1961.
- HRBACECK, J. (ed) *Hydrobiological Studies.* vol I. Academia Praha. 1966.
- HRBACECK, J.; STRAKRABA, M. *Hydrobiological Studies.* vol. II, Academia Praha.; 1973.
- HUTCHINSON, G.E. *A treatise on Limnology.* vol I: Geography, Physics and Chemistry. John Wiley; Sons. New York, 1015 pp, 1957.
- HUTCHINSON G.E. *A Treatise on Limnology.* Vol. 2. John Wiley; Sons 1967.
- IETC (Int. Env. Technology Center). *Planejamento de lagos e reservatórios: uma abordagem integrada ao problema de eutrofização.* PAMOLARE.; UNEP/IIE/UNESCO/ ProAgua/ANA, 385 pp, 2001.
- IIE (Instituto Internacional de Ecologia). *Complementação da 1ª. reunião de Auditoria Ambiental /SABESP, Relatório n. 4, 35 pp, 2001.*
- IIE (Instituto Internacional de Ecologia). *Plano de Conservação e Usos Múltiplos do reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães (Lajeado), Tocantins, Relatório Síntese, 62 pp. 2003.*
- IKUSHIMA, I. HINO, K; TUNDISI, J.G. *Daily oxygen budgets in a submerged plant stand in Broa Reservoir, Southern Brazil.* Jap. J. Limnol.; 44, 304-10.1983.
- IMBERGER, J.; HAMBLIM, P.F. – *Dynamics of lakes reservoirs and cooling ponds.* ANN.Rev. Fluid. Mechanics. Vol. 14. pp. 153-187. 1982.
- IMBERGER, J. – *The diurnal mixed layer.* Limnol.; Ocean. Vol. 30. pp. 737-770. 1985.
- IMBERGER, J. *Hydrodynamics of Lakes.* In: Proc. 12th Convention Australian Water and Wastewater Association. pp. 402-423, AWWA, Adelaide, South Australia, 1987.
- IMBERGER, J.; PATTERSON, J.G. *Physical limnology.* Advances in applied mechanics. vol 27, pp. 303-475, 1990.
- INPA (Inst. Nac. de Pesquisas da Amazonia). *Estudos de Ecologia e controle ambiental na região da reserva da UHE de Balbina, Relatório Setorial (período julho-dezembro).* EletroNorte/INPA, 1983.
- INPA. *Estudo de ecologia e controle ambiental na região do reservatório da UHE de Balbina, Primeiro Relatório semestral (janeiro/junho).* EletroNorte/INPA, 1998.

- JOBIN, W. Dams and disease: ecological design and health impacts of large dams, canals and irrigation systems. ERPN Spoon, 580pp. 1999.
- JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (Southeast, Brazil). *Braz. Journ. Biol.* vol 68, n. 4, pp. 1013-1024, 2008.
- JØRGENSEN, S.E. Lake Model for IBMPC, ILEC, Kuratsu, Japan, 1992.
- JØRGENSEN, S.E. Biomanipulation and Ecological Modelling pp. 547-564. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (eds) *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. Int. Inst. Of Ecology/Braz. Acad. of Sciences/Backhuys Publishers. 585 pp. 1999.
- JØRGENSEN, S.E. *The principles of pollution abatement*. Elsevier, Amsterdam The Netherlands. 520 pp. 2000.
- JØRGENSEN, S.E.; MULLER, F. (eds). *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Lewis Publishers. 584 pp, 2000.
- JØRGENSEN, S.E.; SVIREZHEV. *Towards a thermodynamic theory for Ecological Systems*. Elsevier. 366 pp. 2004.
- JØRGENSEN S.E.; LOFLER H; RAST, W.; STRASKRABA, M. *Lake and reservoir management*. *Developments in water Sciences* 54. Elsevier. 502 pp. 2005.
- JØRGENSEN S.E.; NIELSEN, S.N. *Tool boxes for an integrated ecological and environmental management*. *Ecological Indicators*, vol. 20, pp. 104-105, 2012.
- JØRGENSEN, S.E.; TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Handbook of Inland Aquatic Ecosystem Management*. Taylor; Francis. 422 pp. 2013.
- JØRGENSEN, S.E. *Ecohydrology as an important concept and tool in environmental management*. *Ecohydrology and Hydrobiology*. vol. 16, n.1, pp. 4-6, 2016.
- JUNK, W.J. áreas inundáveis: um desafio para a Limnologia. *Acta Amazonica*, vol. 10, n. 4, pp. 775-795, 1980.
- JUNK W. J.; ROBERTSON B. A.; DARWICH A.J.; VIEIRA I. *Investigações limnológicas em Curuá – Uma a primeira hidroelétrica na Amazonia Central*. *Acta Amazonica*. Manaus vol. 11 pp. 689-718. 1981.
- JUNK, W.J. *Ecology of swamps on the Middle Amazon*. In: GORE, A.T.P. (ed.) *Ecosystems of the world 4B. Mires. Swamp, Bog, Sern, and Moor*. Elsevier Publishing Company. Amsterdam pp. 269-294. 1983.
- JUNK, W.J. *Ecology of the varzea, floodplain of Amazonian whitewater rivers*. In: SIOLI, H. (ed.) *The Amazon: limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin*. Dr. W.Junk Publishers. Dordrecht pp. 215-243. 1984.
- JUNK, W.J.; BAYLEY P.B. *The Scope of the Flood Pulse Concept regarding riverine fish and fisheries giver geographic and man made differences among systems*. In: *World Fisheries Congress*, vol. 4. American Fisheries Society. 2004.
- JUNK, W.J. *Flood pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic and wetland systems*. *Verh. Intern. Verein Limnol. Stuttgart*. vol. 29, pp. 11-38.2006.
- JUNK, W.J. *The Central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. *Ecological Studies*, vol 126, Springer Verlag, Berlim. Germany, 526pp. 1997.
- JUNK, W.J.; WANTZEN, K.M, NUNES DA CUNHA, C.; PETERMANN, P.; STRUSSMANN MARQUES, M.; ADIS, J. *Comparative biodiversity value of large wetlands: the Pantanal of Mato Grosso, Brazil*, *Aquatic Sciences*. vol. 68. Pp278-309. 2006.
- JUNK, W.S.; MELLO, J.A.S. – *Impactos ecológicos das represas hidroelétricas na Amazônia Brasileira*. *Tubingen Geographischestudien*. Vol. 95. pp. 367-385. 1987.

- KEMENES, R. et al.; CO₂ emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of Geophysical Research – Biogeosciences*. 116 pp. 2007.
- KENNEDY, R. Reservoirs Design and Operation: Limnological Implications and Management opportunities. In: Tundisi, J.G. and Straskraba, M. (Editors). *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. 1 – 28 pp. Brazilian Academy of Sciences, Int. Inst. of Ecology and Backhuys Publishers. 585 pp. 1999.
- KENNEDY, R.H.; COOKE, G.D. Control of lake phosphorus with aluminium sulphate. Dose determination and application techniques. *Water Res. Bull.* vol. 8, pp. 389-395. 1981.
- KENNEDY, R.H. Lake- river interactions: implications for nutrient dynamics in reservoirs. pp. 266-271. In: *Proceedings on the Third Annual Conference of the North American Lake Management Society*. EPA. 440/5/84-001. U.S.A. EPA. Washington D.C. 1984.
- KENNEDY, R.H.; THORTON, K.W.; FORD, D.E. Characterization of reservoir ecosystem. In: GUNNISON, D. (ed). *Microbial Processes in reservoirs*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 1985.
- KENNEDY, R.H. et al. Aluminium sulphate treatment of an eutrophic reservoir: rationale, application methods and preliminary results. *Lake Res. Management*. vol 3, pp. 85-90 1987.
- KETCHUM, B. Regeneration of nutrients by zooplankton. *Rapp. P.V. Reunion Cons Perm. Expl. Mer*, vol 153, pp. 142-147. 1962.
- KIMMEL, B.L.; GROEGER, A.W. Factors controlling primary production in lakes and reservoirs: a perspective lake and reservoir management. *Proceedings of the Third Annual Conference October 18-20 Knoxville, Tennessee*. USEPA Washington C.C. 277-281. 1984.
- KIMMEL, B.L.; LIND, O.T.; PAULSON, L.J. Reservoir primary production. pp. 133-193. In: THORTON, B.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, K.E. (eds). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. John Wiley; Sons, 246pp. 1990.
- KLEEREKOPER, H. Estudo limnológico da represa de Santo Amaro em São Paulo. *Dep. de Botanica, Univ. de São Paulo*, 151 pp. 1939.
- KRUK, C.; HUSZAR, V.L.M.; PEETERS, E.T.H.M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LURLING, M.; REYNOLDS, C.S.; SCHEFFER, M.; A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, vol. 55, no. 3, p. 614-627. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x>. 2010.
- LAMPARELLI, M.C. Graus de trofia em corpos de água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado. Instituto de Biociencias USP. 253pp+Anexos. 2004.
- LAMPERTH W. Further studies on the inhibitory effects of the toxin blue green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Arch. Fur Hydrobil.* Vol. 95 pp207-220. 1982.
- LANSAC-TOHA, F.A.; BONECHER, C.C.; MACHADO VELHO, L.F. Estrutura de comunidade zooplanctônica em reservatórios. Cap. 5. pp. 115-127. In: Rodrigues, L.; Thomaz, F.M.; Agostinho, A.A.; Carlos Gomes, L. (Editores). *Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais*. RIMA. 2005.
- LAWSON, G.W. Lessons of the Volta a man made lake in tropical Africa. *Biol. Conserv.* vol. 2, nº2, pp. 90-96, 1970.
- LEE, P.J. The theory and application canonical trend surface. *J. Geol.*; vol. 77, pp. 303-318, 1969.

- LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm. *Ecology*, vol 74, pp. 1659-1673, 1993.
- LENTVAAR, P. VAN DER HEIDE, J. Hydrobiological observations. In: Progress Report Biol. Brokopondo Research Project, I. pp. 23-31, pp. 45-50, 1964.
- LENTVAAR, P. The Brokopondo Lake in Suriname. *Verh. Int. Verein Limnol.* Vol 16, pp. 680-684, 1966.
- LENTVAAR, P. The artificial lake Brokopondo Lake of the Suriname River. *Atas Simp. Biota Amazon.* vol. 3 (Limnologia), 128-140. 1967.
- LENTVAAR, P. Additions and connections of the Brokopondo study (Suriname). *Amazoniana*, vol. 6 (n. 4): 521-528. 1979.
- LIAL SANDES, M.A. Estudos ecológicos em florescimentos de *Microcystis* (Cyanobacteria, Cyanophyceae) e interações com a flora bacteriana na Represa de Barra Bonita (Médio Tietê, SP). Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental, 1998.
- LIKENS, G. E. Nutrients and eutrophication: the limiting nutrient controversy. *Special Symposium 1 American Assoc. Limnol. Ocean.* 328 pp. 1972.
- LIKENS, G. – *The Ecosystems Approach its use and abuse.* Ecology Institute. Olderdorf Lake. Germany. 166 pp. 1992.
- LIMA, I.B.T.; NOVO, E. Carbon flow in Tucuruí Reservoir. pp. 78-84. In: ROSA, L.P.; SANTOS, M.A. (eds). *Dams and Climate change. Proceedings of Int. Workshop on Hydro Dams, Lakes and Greenhouse Gas Emissions.* COPPE/UFRG, Rio de Janeiro, 1999.
- LIMA, W.V.; TUNDISI, J.G.; MARINS, M.A. A systemic approach to the sensitivity of *Melosira italica* (Her). Kutz. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 39, no.3, p. 559-563. 1978.
- LIND, O.T. Phytoplankton population patterns and trophic state relationships in an elongate reservoir. *Verh. Intern. Verein. Limnol.*; vol. 22, pp. 1465-1469, 1984.
- LIND, O.T.; DÁVALOS-LIND, L. Suspended clay: Its Role in Reservoir Productivity. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications.* 85-97. Int. Inst. Ecology/ Bras. Acad. of Sciences/Backhuys Publishers, 1999.
- LOWE McCONNEL (Editor) *Man Made Lakes: Symposium of the Institute of Biology.* Academic Press New York 218pp. 1966.
- LOWE-McCONNEL, R.H. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities.* University Press, Cambridge, 382 p.1987.
- LUND, J.W.G. Phytoplankton. In: *Eutrophication: causes, consequences, conectives.* Symposium Proceedings, NAS. Wshington, D.C. pp. 306-30.1977.
- MACE, G.M. Whose conservation? *Science* vol. 345 issue 6204 pp. 1558-1560. 2014.
- MANCUSO, P.S. Reuso de água e sua possibilidade na região metropolitana de São Paulo. Tese de Doutorado, USP, São Paulo, 1992.
- MARENCO, J.A.; DIAS, P.L.S. Mudanças climáticas e os seus impactos climáticos e hidrológicos no Brasil. pp. 63-92. In: BRAGA, B. TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CIMINELLI, V.S. (eds). *Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.* Escrituras Editora, 729 pp, 2015.
- MARGALEF, R. Communication of structure in planktonic populations. *Limnol. and Oceanogr.* vol. 6, pp. 124-128. 1961.
- MARGALEF, R. Some concepts relative to the organization of plankton. *Ocean. Mar. Biol. A. Rev.* vol. 5, pp. 257-289. 1967.

- MARGALEF, R. – Perspectives in Ecological Theory. Chicago University of Chicago Press. 1968.
- MARGALEF, R. et al.; Limnologia de los embalses españoles. Dep. De Ecología. Univ. Barcelona, Relatório. 422 pp. 1976.
- MARGALEF, R. Limnologia. Ediciones Omega, 1010 pp, 1983.
- MARGALEF, R. Aplicacion del caos determinista em ecologia. pp. 171-184. In: FLOS, J. (ed), Orden y caos en ecologia. Publicacions Universitat de Barcelona, 1995.
- MARGALEF, R. Our biosphere. Oldendorf/Luhe. Ecology Institute 176pp. 1997.
- MARZOLF, R.G. – Reservoirs as environments for zooplankton. pp. 195-208. In: THORTON K.W.; KIMMEL, L.B.; PAYNE, F.E. (Editors). Reservoir Limnology: ecological perspectives: John Wiley; Sons, New York. 246 pp. 1990.
- MATSUI, S. – Xenobiotics in lakes. Keynote speech for lake 99. International Conference on the Conservation and Management of Lakes. Copenhagen. Proceedings. pp. 1-2. 1999.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; HINO, K.; CLARO, S.M. Limnological studies at 23 reservoirs in southern part of Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 1041-1047.1981.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; TAVARES, L.H. Diel migration and vertical distribution of cladocerans in Lake Don Helvecio (MG, Brazil). Hydrobiologia, vol.113, pp. 295-306. 1984.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. Latitudinal distribution of Calanoida, Copepoda in freshwater aquatic ecosystems in Brazil. Ver.Bras. Biol.; vol. 46, n.3, pp. 527-553, 1986.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A.C.; TUNDISI, J.G. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (São Carlos, SP-Brazil) and its fluctuation across one year. Hydrobiologia 179: 229-236.1989.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; S. N. LEITÃO, L.S. AGUENA; J. MIYAHARA,. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotífera. Revista Brasileira de Biologia 50(4): 923-935.1990.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; SAGGIO, A.; OLIVEIRA, A.L.; ESPINDOLA, E.G. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia/in The filling phase. Verh. Internat. Vereim. Limnol. vol. 24. pp. 1482-1488. 1991.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Mixing processes affecting primary production of phytoplankton in Barra Bonita Reservoir. In: Verh. Internat. Vereim Limnol.; n. 26, pp. 536-541, 1997.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em Represas do Brasil. In: Henry R. (Ed.). Ecologia de reservatórios. FUNDIBIO FAPESP, Botucatu, cap. 2, p. 39-54. 1999.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; ROCHA, O. Zooplankton diversity in eutrophic systems and its relation to the occurrence of cyanophycean blooms. Verh. Internat. Verein. Limnol. vol. 28. pp. 671-674. 2002.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.& TUNDISI, J.G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs os São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. Hydrobiologia 504: 215-222, 2003.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton richness in a eutrophic reservoir. (Barra Bonita reservoir, SP) Brazil. Hydrologia, vol. 542 pp. 367-368.2005.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; TUNDISI, J.E.M.; CIMBLERIS, A. Carbon content and composition of zooplâncton fractions in two reservoirs of Central Brazil: Serra da Mesa and Manso. Verh. Internat. Vereim Limnol. Vol. 29, pp. 2237-224. 2006.

- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; LUIZA, A.P.; DEGANI, R.M. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3): 825-829.2010a.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPINDOLA, E.L.G.; TUNDISI, J.G.; SOUZA-SOARES, F.; DEGANI, R.M. A new species of *Notodiaptomus* Kiefer (Crustacea, Copepoda, Calanoida, Diaptomidae) from Brazil, *Braz. J. Biol.* vol 70, n.3, pp. 867-870, 2010b.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; SOUZA SOARES, F.; TUNDISI, J.E.M. Plankton community structure of the lower Xingu River (PA) related to the hydrological cycle. *Braz. Journ. Biol.* vol 75, n. 3, suppl (2015) pp. 47-54. 2015.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Geographical Distribution of Calanoida species (Copepoda- Crustacea) at 22 UGRHI of São Paulo State – Brazil. pp. 99-124. IN; Matsumura-Tundisi&TundisiJ.,G.(Editors)Water Resources Management. Editora Scienza. FAPESP, IANAS, UNESCO, BRAZILIAN ACADEMY of SCIENCES.248 pp. 2018.
- MATVIENKO B.; TUNDISI J. G. Biogenic gases and decay of organic matter. Intern. Work, On Greenhouse Gas emissions from hydroelectric Reservoirs. *Eletrbras. R. J.* pp. 1-6. 1997.
- MATVIENKO, B.; ROSA, L.P.; SIKAR, E.; SANTOS, M.A.; DE FILLIPO, R.; CIMBLERIS, A.: Greenhouse gás emission from reservoir in the filling stage. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1415-1419.2000.
- McLACHLAN, A.J. Development of some lake ecosystem in tropical Africa, with special reference to the invertebrates. *Biol. Rev.* 49: 365-397, 1974.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment). *Ecosystem and Human Well-Being*. Island Press, 244 pp, 2003.
- MEDEIROS, G.R. Desenvolvimento e distribuição de espécies de macrófitas aquáticas em áreas alagadas da Represa do Lobo/Broa (UHE Carlos Botelho) em função do estado trófico. Dissertação de Mestrado. UFSCar. PPGERN. 98 pp. 2011.
- MEDEIROS, G.R. et al. Occurrence of macrophyte species in the lower basin of the Xingu River. *Braz. Journ. Biol.* vol 75,n.3 suppl. pp. 65-69, 2015.
- MELACK, J.M.; FISHER, T.R. Diel oxygen variations and their ecological implications in Amazon floodplain lakes. *Arch Hydrobiol. Stttgart.* vol. 98(4). pp. 422-442. 1983.
- METCALFE D.C.; MENONE M. L.; COLLINS P.; TUNDISI J. G.(Editors). *The Parana River Basin: managing water resources to sustain ecosystem services*. Earthscan. Routledge. Taylor; Francis. 187 pp. 2020.
- MEYBECK, M.; CHAPMAN, D.; HELMES, R. (eds). *Global freshwater quality: a first assessment*. Blackwell, Oxford. 306 pp. 1989.
- MITSCH, W.; GOSSELINK, J.G *Wetlands*. John Wiley; Sons, pp. 585, 2007.
- MIYAI, R. K. Estudo sobre o comportamento espaço temporal de alguns parâmetros limnológicos no reservatório da UHE Tucuruí, Pará Brasil, no período de enchimento, 1985 a 1989. Tese de Mestrado, UFAM, Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Sustentabilidade. 140pp. 2003.
- MORAIS, A.M.; CHIBA DE CASTRO, W.A.; TUNDISI, J.G. Climatologia das frentes frias sobre a região metropolitana de São Paulo (RMSP) e sua influência na limnologia dos reservatórios de abastecimento de água. *Rvs. Bras. Meteor.* vol. 25, n°2, pp. 213-225. 2010.
- MOREIRA, DOS SANTOS C.; FERREIRA R. A. ROMERO; HENRY R. Alterações na organização da comunidade bentônica no complexo Canoas (Rio Paranapanema – SP) durante as fases pré e pós enchimento. Cap. 7. In: NOGUEIRA M. G.; HENRY, R.; JORCIN A.(eds) *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. 2ª edição. 459 pp. Rima editora. 2006.

- MOSS, B. et al. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*. pp. 101-105, 2017.
- MOURA, M.A.; SEVERIANO, J.S.; TAVARES, A.F.N. The role of a cascade of reservoirs and seasonal variation in the phytoplankton structure in a tropical river. *Braz. J. Biol.*; vol. 73, no. 2, p. 291-298. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000200009>.2013.
- MOZETO, A.A. et al. Weakly bound metals and total nutrient concentrations, of bulk sediments from some water reservoir in São Paulo State, Brazil. 221-240 pp. In: MUNAWAR, M. (ed.). *Sediment Quality Assessment and Management: Insight and Progress*. Aquatic Ecosystem Health and Management Society. Ecovision. 361 pp. 2003.
- MUNAWAR M. (Editor); *Sediment Quality assessment and management: insight and progress*. Ecovision World Monograph series. 361 pp. 2003.
- MUNIZ, C. et al. Do river basins influence the composition of functional traits of fish assemblages in Neotropical reservoirs *Braz. Journ. of Biol.* vol. 81 n3, pp. 765-775. 2021.
- MURPHY, T.P. KUMAGAI, M.; ISHIKAWA, K. Eutrophication control by sediment treatment common assumptions and misconceptions. pp. 59-77. In: MUNAWAR, M. (ed.). *Sediment Quality Assessment and Management. Insight and Progress*. Ecovision. 361pp. 2003.
- NAKAMOTO, N.; MARINS, M.A.; TUNDISI, J.G. Synchronous growth of *Melosira italica* in a shallow tropical reservoir. *Oecologia*, vol. 23, pp. 179-184. 1976.
- NAUMANNE. Some aspects of the ecology of the limnoplankton with reference to phytoplankton. *Svensk Bot. Tidskr.* Vol 13. pp. 129-163.1919.
- NIEMCZNOWICZ, J. Environmental Restoration Project in Poland: the application of new ideas. In: *Ecological Engineering for wastewater treatment. Proceedings of International Conference at Stenrund Folk College, Sweden*, pp. 284-292, 1991.
- NOGUEIRA, M.G. Composição, abundância, distribuição espaço temporal das populações planctônicas e das variações físicas-químicas da Represa de Jurumirim, Rio Paranapanema, SP, Tese de Doutorado. EESC-USP, 439 pp, 1996.
- NOGUEIRA, M.G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, vol 455, pp1-18. 2001.
- NOGUEIRA, M.G.; et al. Limnology and Water Quality in the La Plata Basin (South America). Spatial patterns and major stressors. *Ecol. Indicator* vol. 120, 106968, 2021.
- NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (eds). *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. 2ª. edição. Rima Editora, São Carlos, 2006.
- NOVO, E.M.L.M.; BRAGA, C.Z.F.; TUNDISI, J.G. Remote sensing estimation of total chlorophyll pigment distribution in Barra Bonita Reservoir, Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. (eds.) *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, pp. 147-152, 1993.
- NOVO, E.M.L.M.; TUNDISI, J.G. – Contribution of remote sensing techniques to the assessment of methane emission from large tropical reservoirs. *Remote Sensing Reviews*. vol. 10. pp. 143-153. 1994.
- NOVO, E.M.L.M.; SHIMABUKURO, Y.E. Identification and mapping of the Amazon habitats using a mixing model. *Int. Journ. of Remote Sensing*, vol 18, n. 3 pp. 663-670, 1997.
- NRC (National Research Council). *Science, for environmental protection*. The National Academic Press. 233pp. 2012.

- NYAMIEN S. Y; Tundisi J. G. Repercussão da climatologia e hidrologia sobre o reservatório. Estudo de Caso: Reservatórios de Barra Bonita SP, Carlos Botelho SP, e Tucuruí PA. Novas Edições Acadêmicas. Verlag/Editora Saarbruchen, Deutschland / Niemcy. 156pp. 2017.
- O'FARRELL, I.; BURDER, F.; CHAPARRO, G. Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir – validation of dominant eco-strategies. pp. 175-190. In: Salmaso, N. et al.; (Editors). Phytoplankton responses to human impacts at different scales. *Hydrobiologia*, vol. 698, pp. 5-384. 2012.
- OBENG L. E. Man Made lakes. The Accra Symposium. University of Accra Ghana 1969.
- OBENG, L.E. Volta Lake: physical and biological aspects. *Geophys. Monography*, vol. 17, pp. 87-98, 1973.
- ODUM, E.P.; CONNELL, C.E.; DAVENPORT, E.B. Population energy flow of three primary consumer components of old field ecosystems. *Ecology*, vol. 43, n.1, pp. 88-96, 1962.
- ODUM, H.T. Man in the ecosystem. pp. 57-75. In: Proceedings of the Lockwood Conference on the Suburban Forest and Ecology. Bulletin 652 Connecticut Station, Storrs, CT, 1962.
- ODUM, H.T.; ODUM, E.C. Energy basis for man and nature. United States, U.S. Dep of energy, 1976.
- ODUM, E.P. – Basic Ecology. Vol. 1. Saunders College Publishing – Philadelphia, P.A. 320 pp. 1983.
- ODUM, W.; ODUM, E.P.; ODUM, H.T. Nature's pulsing paradigm. *Estuaries Springer*. vol 18, pp. 547-555. 1995.
- OECD- Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. 154pp, 1982.
- OGASHAWARA, I.; ALCANTARA, E.H.; STECH, T.L.; TUNDISI, J.G. Cyanobacteria detection in Guarapiranga reservoir (São Paulo State, Brazil), using Landsat TM and ETM + images. *Revista Ambiente e Água*. vol. 9, pp. 224-238. 2014a.
- OGASHAWARA, I.; ZAVATTINI; TUNDISI, J.G. The climatic rhythm and Bloom of Cyanobacteria in a tropical reservoir, in São Paulo, Brazil. *Bras. Journ. Biol.* vol. 74, pp. 72-78. 2014b.
- OLIVEIRA NETO, A.L. Estudo da variação da comunidade zooplanctônica com ênfase na comunidade de rotíferos em curtos intervalos de tempo (variações diárias e nictemerais), na represa do Lobo (Broa), Itirapina, SP. Dissertação de Mestrado, Dep de Zoologia da Univ. de São Paulo, 78 pp. 1993.
- OMETTO, J.P. et al.; Carbon dynamic and emissions in Brazilian hydropower reservoirs. In: Energy Resources and Development (Editor): Enner H. de Alcantara. Chapter 5.34 pp. 2011.
- OMETTO, J.P. et al.; Carbon emission as a function of energy generation in hydroelectric reservoirs in the Brazilian dry tropical biome. *Energy Policy*. Vol. 58 pp. 108- 116. 2013.
- PADISAK, J. The influence of different disturbance frequencies on the species richness diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia*, vol. 249, p. 135-156. 1993.
- PADISAK, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynka) Seenaya et SubaRagn an expanding adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch. Hydrobiol. Supp.* 107 (Monographic Studies). pp. 563-593. 1997.
- PAERL, H.W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. *Science*, vol 320, pp. 57-58, 2008.
- PAERL, H. W. et al. Controlling harmful Cyanobacteria blooms in a world experiencing anthropogenic and climate –induced change. *Science of the total environment*. Elsevier. vol. 409, issue 10, pp- 1739-1745. 2011.

- PAIVA, M.P.; PETRERE, J.R.; PETENATE, A.J.& NEPOMUCENO, F.H. Relationship between the number of predatory fish species and the fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. pp. 120-129. In: I.G. Cowx (Editor). Fishing news book. 1994.
- PALAU, A.I. Los mal llamados caudales "ecológicos". Bases para una propuesta de calculo. Gestion Hidraulica Nacional. Españã. 84-95 pp. Dep. De MedioAmbient. Univ. de Lleida. 1994.
- PALAU, A.I.; ALCAZAR, J. The basic flow: an alternative approach to calculate minimum environmental in stream flows, 547-558 pp. Ecohydraulics, Quebec. 2000.
- PALAU, A.I. Textion de Embalses: integracion de critérios ambientales y de uso. ENDESA. Españã. 9 pp. 2003.
- PAMOLARE. Projeto Planejamento de lagos e reservatórios: uma abordagem integrada ao problema de eutrofização. UNEP, ANA, IIE, UNESCO. 385 pp. 2001.
- PANDAY, R.S.; M.P. LANDAY-VERHEUVEL. The Brokopondo barrage: lake and human health in Suriname. pp. 36-38. In: PANDAY (ed). Man made lakes and human health. Proceedings of the Symposium. Panamaribo. University of Suriname. 1977.
- PANDAY, R.S. (ed.). Man Made Lakes and Human Health. University of Suriname, 1979.
- PANITZ, C.M.N. Estudo comparativo do perifíton em diferentes substratos artificiais na represa do Lobo (Broa), São Carlos,SP. Dissertação de Mestrado, UFSCar, 1980.
- PARESCI, D.C. et al.; First occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the Rio Tietê watershed (São Paulo State, Brazil). Braz. Journ. of Biol. (suppl. 4), vol 68, pp. 1107-1114. 2008.
- PASSERINI, M.D. Influência das frentes frias nos mecanismos de funcionamento da represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) – Itirapina – SP, dos pontos de vista químico, físico e biológico. São Carlos: Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. 111 p. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas, 2010.
- PASTORAK, R.A.; GINN, T.C.; LORENZEN, M.W. Review of aeration (circulation for lake management). In: Restoration of lakes and Inland lakes. Int. Symposium on Inland waters and Lake Restoration. Portland Maine, pp. 124-133. 1980.
- PATALAS, K.; A. SALKI. Crustacean plankton in lake Winnipeg: variation in space and time as a function of lake morphology, geology, and climate. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1035-1059. 1992.
- PAUL V.J. Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms pp. 239-257. In: HUDNELL, H. K. (ed.). Cyanobacteria algal blooms: State of Science and Research Needs. Advances in Experimental Medicine and Biology, vol. 619, Springer, 2008.
- PEARSALL, W.H. The development of vegetation in the English lakes considered in relation to the general evolution of glacial lakes and rock basins. Proc. Roy. Soc. (B). vol 92, pp. 259-284. 1921.
- PELAEZ-RODRIGUES, M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Rotifer production in a shallow artificial lake (Lobo/Broa reservoir, SP, Brazil). Braz. J. Biol. vol 62, n.3, pp. 509-516, 2002.
- PERBICHE –NEVES et al.; Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. Latin American Journal of Aquatic Research vol. 41 n 1, pp. 138 -149. 2013.
- PERIOTTO N.; TUNDISI J. G. Ecosystems services of UHE Carlos Botelho (Lobo /Broa): A new approach for management and planning of dams multiple uses. Braz. J. of Biol. Vol 73 pp. 471-482. 2013.

- PETERSON, S.A. Lake restoration by sediment removal. *Water Res. Bull.* vol. 18 pp. 423-435, 1982.
- PETR, T. Bioturbation and exchange of chemicals in the mud water interface. In: *Interactions between sediments and freshwater*. H. L. Golterman – Editor pp. 2166-226. W. Junk. The Hague 1977.
- PETR, T. Tropical Man made lakes –their ecological impacts. *Arch fur Hydrobiol.* v. 8,n. 3, pp. 368-385 1978.
- PETRERE Jr.; M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes; Reservoirs, Research and Management* vol. 2, pp. 111-133. 1996.
- PETTS,B. Basic statistical methods for non mathematicians S. Nahlada Libes, Zagreb. 409pp, 1984.
- PETTS, G.E. *Impounded Rivers: Perspectives for ecological management*. John Wiley; Sons Ltd.326pp. 1988.
- PICAPEDRA, P.H.S. et al. Zooplankton communities and their relationships with water quality in eight reservoirs from the mid-eastern and southeastern regions of Brazil. *Braz. Journ. of Biol.* Vol. 81 pp. 701 -713. 2021.
- PIERINI, S.A.; THOMAZ, S.M. Effects of inorganic carbon sources, on photosynthetic rates of *Egeria Najas* Plankton and *Egeria densa* Plankton. (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*. Vol. 78, pp. 135-146, 2004.
- PINEL-ALLOUL, B. Spatial heterogeneity as a multiscale characteristics of zooplankton community. *Hidrobiologia* 300/301: 17-42.1995.
- PLANO BASICO AMBIENTAL. UHE Belo Monte , Rio Xingu. Norte Energia.2010.
- PLOSKEY, G.A. Impacts of terrestrial vegetation and pre impoundments clearing on reservoir ecology and fisheries in the United States and Canada *FAO Fisch. Tech. pap.* Vol. 258. 35 pp. 1985.
- POLLARD, R.T.; RHIVES, P.B.; THOMPSON, R.O.R.Y. The deeping of the mixed layer. *Geophys. Fluid Dyn.* vol 3, pp381-404, 1973.
- POMPEO, M.; PADIAL, P.R.; MARIAN, C.F.; CARDOSO SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NEGO DA SILVA, D.C, V.; BRASIL DE PAIVA, T.C.; BRANDIRANTE, A.L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga, São Paulo (S.P.), Brasil: Há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? *Geochimica brasiliensis*, vol. 27 (2) pp. 104-119, 2013.
- PRATT, N.; REAL, M.; RIERADENALL, M.; Benthos of Spanish lakes and reservoirs *Limnetica*. Vol.8, pp221-229, 1992.
- PROJETO BALCAR. Emissões de gases de efeito estufa em reservatórios de centrais hidroelétricas. ANEEL. Eletrobrás. Ministério de Minas e Energia. Rio de Janeiro. 416 pp. 2014.
- PROJETO PELD/FAPESP Pesquisas ecológicas de longa duração na Bacia dos rios Itaqueri e Lobo e na Represa da UHE Carlos Botelho(Lobo- Broa). Itirapina – SP Brasil. Relatório Final. Processo 2012/51502-2, 70pp. 2017.
- QUAAK, M.T.; VAN DER DOES, P. DOERS; J VAN DER JLUGT. A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphate fixation in shallow lakes. *Hydrobiologia*. Vol. 253, pp. 337-344. 1993.
- RAST, W.; LEE G.F. Summary analysis of the North American (U.S. portion) OECD eutrophication project: nutrient loading lake response relationships and trophic state indices. *Ecological Research series EPA 600/ 3-78- 008*. USA EPA. Oregon, USA, 454pp. 1978.

- REYNOLDS, S.C. The Ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 384pp. 1984.
- REYNOLDS, C.S. – Experimental manipulations of the phytoplankton periodicity in large limnetic enclosures in Blelham Tarn, English Lake District. *Hydrobiologia*, vol. 138. pp. 43-64. 1986.
- REYNOLDS, C.S. et al. Short term dynamics of a *Melosira* population in the plankton of an impoundment in Central Chile. *J. Plankton Res.* vol 21, pp. 379-390, 1986
- REYNOLDS C.S. Eutrophication and management of planktonic algae: what Vollenweider couldn't tell us. *Freshwater Biological Association U. K.* pp. 4-29. 1992a
- REYNOLDS, C.S.; BELLINGER, E.G. Patterns of abundance and dominance of the phytoplankton of Rostherne Mere, England: evidence from a 18 year data. *Aquat. Sci.*; vol.54, pp. 10-56. 1992b.
- REYNOLDS, C.S. Dynamics, selection and composition of phytoplankton in relation to vertical structure in lakes. *Arch. Hydrobiol. Beigh. Ergebn. Limnol.* vol 35, pp13-31, 1992c.
- REYNOLDS, C.S. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, CD. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.* Cambridge: Cambridge University Press. p. 388-433.1998.
- REYNOLDS, C.S. Temporal scales of variability in pelagic environments and the the response of phytoplankton. *Freshw. Biol.*; vol 23, pp. 25-53. 1990.
- REYNOLDS, C.S. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. In Kinne, O. (ed.), *Excellence in Ecology.* Ecology Institute, D-21385 Oldendorf/Luhe, Germany, 371 pp. 1997.
- REYNOLDS, C.S. Phytoplankton assemblages in reservoirs. In: Tundisi, J.G.; Straskraba, M. (Editors). *Theoretical reservoir ecology and its applications.* S. Carlos. Int. Inst. of Ecology; Backhuys Publishers; Brazilian Academy of Sciences. pp. 439-456. 1999.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; NASSELI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, no. 5, p. 417-428. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>, 2002.
- RIETZLER, A.C.; T. MATSUMURA-TUNDISI; J.G. TUNDISI. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications of the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus heringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 62(1): 93-105.2002.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Biomass and production of *Argyrodiaptomus furcatus* a tropical calanoid copepod in Broa reservoir Southern Brazil. *Hydrobiologia*. vol. 113. Pp. 307-311. 1984.
- ROCHA, O. T. MATSUMURA-TUNDISI,; E. C. SAMPAIO. Phytoplankton and zooplankton community structure and production related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. *Ver. Int. Ver. Limnol.* 26: 599-604. 1997.
- ROCHA, O.; T. MATSUMURA-TUNDISI, E. L. G. ESPÍNDOLA, K. F. ROCHE; A. C. RIETZLER. Ecological theory applied to reservoir zooplankton In: Tundisi, J. G.; M. Straskraba (eds.), *Theoretical Reser voir and its Applications.* International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science, Backhuys Publishers, pp. 457-476.1999.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T AND TUNDISI, J.G. Hot spots for zooplankton diversity in São Paulo state: origin and maintenance. *Verh. Internat. VereinLimnol.* 872-876, 2002.

- ROCHA, O.; T. MATSUMURA-TUNDISI, J. G. TUNDISI, A. SANTOS-WISNIEWSKI; A. M. GUNTZEL, Eutrophication of tropical reservoirs: effects on biodiversity and human health. 4th International Conference on reservoir limnology and water quality. Ceske Budejovice. Extended Abstract, 286-289.2002.
- ROCHA e SILVA et al. Dynamics of cytochrome P 450 inducers in polluted sites of São Paulo City reservoirs. *Ecotoxicology and Environmental safety*. vol. 59, pp. 109-115.2004.
- . ROCHA, O. et al. (orgs). Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo. Editora UFSCar, 416pp, 2005
- RODRIGUES RUIZ, A. Fish species composition before and after construction of a reservoir on the Guadalete river (SW Spain). *Arch. Hydrobiol.*; 142: 353-369.1998.
- RODRIGUES, da SILVA T. Análise da influência de variáveis meteorológicas e da hidrodinâmica sobre os padrões espaciais e temporais da qualidade das águas e florescimentos de cianobactérias e macrófitas em um reservatório urbano. Tese de doutorado, USP, EESC.; 95 pp. 2016.
- RODRIGUES, F.A. O papel das barragens na agricultura brasileira. In: Workshop Barragens, Desenvolvimento e Meio Ambiente. Pp. 113-128. Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000.
- RODRIGUES, L.C et al.; Distribuição espacial de biomassa perifítica em reservatórios e relação com o tipo de substrato. Cap. 7. pp. 87-96. In: RODRIGUES, L.C, THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A., & GOMES, C. (eds)). Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais. RIMA. 2005a.
- RODRIGUES, L.C. et al.; Asssembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. Cap. 5. Pp. 57-72. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A.; Carlos Gomes. (Editores) Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais. RIMA, 2005b.
- RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, C. (eds.) Biocenoses em reservatórios. Padrões espaciais e temporais. RIMA, 2005c.
- RODRIGUEZ, M.P.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Variations of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Rev. Bras. Biol.* vol. 80 (nº 1), pp. 1-9, 2000.
- ROLAND, F. et al.; Bacterioplankton metabolism in hydroelectric reservoirs. *Oecologia Australis*, pp. 605-617, vol 15, n.3, 2011.
- ROMERO, J.; IMBERGER, J. Effect of a flood underflow on reservoir water quality: data and three dimensional modelling *Arch für Hydrobiologie*, vol, 157, n. 1, pp. 1-25. 2003.
- RONDEROS, W. Water quality and waterborne diseases in the La Plata river basin. pp. 67-74. In: Environmental and social dimensions of reservoir management in the La Plata Basin, Nagoya, Japan, UNCRD, 157pp, 1994.
- ROSA, L.P.; SANTOS, M.A.; TUNDISI, J.G.(Eds.). Greenhouse Gas Emissions from Hydropower Reservoirs and Water Quality – COPPE/UFRJ, 136 pp. 2004.
- ROSS, S. T. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environmental Biology of Fishes*. Vol. 30, pp. 359-368. 1991.
- RYDING, S.D.; RAST, W. (edts). The control of eutrophication of lakes and reservoirs. MAB series, UNESCO, 314pp. 1989.
- RZOSKA, J. The biology of reservoirs in the USSR. pp. 149-154. In: LOWE McCONNELL (ed.). Man Made Lakes. Academic Press, London, 1966.
- SAGGIO, A. Estudo da eutrofização do reservatório de Barra Bonita (Rio Tietê, SP) através da simulação numérica. Dissertação de Mestrado, EESC/USP, 1992.

- SAKAMOTO, M. Primary production of the phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.* Vol62, pp. 1-28. 1966.
- SALATI, E.; MARQUES J. Y. Climatology of the Amazon Region: pp. 85-126. In: Sioli H. *The Amazon: Limnology and landscape of a mighty tropical river and its basin.* Dr. W. Junk Publishers. 736 pp. 1984.
- SALMASO, N.; NASSELLI-FLORES, L.; CERASINO, L.; FLAIM, G.; TOLOTTI, M.; PADISAK, J. Phytoplankton responses to human impacts at different scales. *Hydrobiologia.* vol. 698. Pp. 5-384. 2012.
- SAMPAIO, E.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of the Paranapanema River, Brazil. *Braz. Journ Biol.*; vol.62, pp. 525-545.
- SANCHES, B.O.; HUGLER, R.M.; MACEDO, D.R.; CALLISTO, M. AND SANTOS, G.B. Spatial variations in fish assemblage structure in a southeastern Brazilian reservoir. *Braz. Journal of Biology.* vol. 76, no.1, pp. 185-193. 2016.
- SANTOS, C.M.; HENRY, R. Análise da densidade e diversidade da fauna bentônica da Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) em dois períodos do ano. *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia (São Carlos, SP)* pp. 151-162, 1997.
- SANTOS, C.M.; HENRY, R. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta), na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 13, n.2, pp. 99-115. 2001.
- SARACURA, U.F. History studies on Belo Monte Hydroelectric power plant. *Braz. Journ. Of Biol.*; vol.75, n. 3, suppl. pp. 5-9, 2015.
- SATO, Y.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; BOSCHI, M.B.; MIRANDA, M.O. Impacto a jusante do reservatório de Três Marias sobre a reprodução do peixe neofílico curimatã pacu (*Prochilodus argenteus*). Pp. 327-345. In: Godinho, H.P.; Godinho, A.L. (Editors). *Águas, Peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais, Belo Horizonte.* Editora PUC, Minas Gerais. 2003.
- SCHEFFER, M. Interview to Science: the science of tipping points by studying lakes. *Science*, vol.345, issue 6204. pp. 15.52-15.54. 2014.
- SCHINDLER D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limn.; Oceanog.* 1(1- part 2). pp. 353-362. 2006.
- SCHINDLER.; W.D. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37 year whole- ecosystem –experiment. *PNAS* vol.105 n 32, pp. 11.254-11.258. 2008.
- SCOPE. Man Made Lakes as Modified Ecosystems. ICSU-SCOPE. Report 2, Paris, 26pp. , 1972.
- SEGERS, H.; DUMONT, H. 102 x rotifer species (rotifer: monogonta) in Broa reservoir, (SP, Brazil) on 26 August 1994, with description of three new species. *Hydrobiologia*, vol. 216, pp. 183-197. 1995.
- SHAPIRO, J. LAMMARA, V.; LINCH, M. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: BREZONIK, P.L.; FOX, J.L. (eds.) *Proceedings of a Symposium on water quality management through biological control.* Univ. of Florida, Gainesville, pp. 85-96. 1975.
- SHIMAKUBURO, E.M.; HENRY, R. Controlling factors of benthic macroinvertebrate distribution in a small tropical pond lateral to the Paranapanema River (São Paulo, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 23, pp.154-163. 2011.

- SHINABUKURO, E.M. A fauna bentônica na represa de Jurumirim e lagoas marginais pp. 287-305. In: Henry R. (Editor) Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais. 434 pp. Solos Editora 2014.
- SIKAR, E. et al. Tropical reservoirs are bigger carbon sinks than soils. *Verh. Intern. Verein Limnol*, vol. 30 part 6, pp. 838-840, 2009.
- SILVA, W.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Distribution and abundance of cyclopoide populations in a cascade of reservoirs of the Tietê River (S. Paulo State, Brazil). *Verh. Int. Verein Limnol*. Vol. 28, pp. 667-670, 2002.
- SILVA, W.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy Ecology and geographical distribution of the genus *Thermocyclops* Kiefer 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil with a description of a new species. *Braz. Journ. of Biol.* vol.65, (n 3), pp. 521-531 2005.
- SIMEK, K. et al. Impacts of protistan grazing on bacterial dynamics and composition in reservoirs of different trophic. Pp. 267-282. In TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Internat. Inst. of Ecology, Braz. Acad. of Sciences, Backhuys Publishers, 585pp. 1999.
- SIMONATO, A.D. Ciclos diurnos de fatores ecológicos na represa do Lobo(Broa). Dissertação de Mestrado, UFSCar, São Carlos, SP, Brasil, 1986.
- SMITH, V.H. How nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue green in lake phytoplankton. *Science*, vol. 221, pp. 669-671, 1983.
- SMITH, W.S.; ESPINDOLA, E.L.G; ROCHA, O. As introduções de espécies de peixes exóticos e alóctones em bacias hidrográficas brasileiras. pp. 25-44. In: ROCHA et al.; (eds). *Espécies Invasoras de águas Doces: estudos de caso e propostas de manejo*. Editora UFSCar, 417pp, 2005.
- SOBRAL, H.; TUNDISI, J.G. Bacia Hidrográfica da represa e Ribeirão do Lobo. *Carta Cartográfica de São Carlos*. Mapa, 1p. 1986.
- SOMMER, U. Disturbance diversity relationships in two lakes of similar nutrient chemistry but contrasting disturbance regions. *Hydrobiologia*, vol 240, pp. 59-65. 1993.
- SOUZA DIAS, et al. An overview of hydropower reservoirs in Brazil: current situation, future perspectives and impacts of climatic change. *WATER*, pp. 1-18, 2018.
- SOUZA FILHO, E.E. Evaluation of the Upper Parana River discharge controlled by reservoirs. In: Agostinho, A.A.; Bonecker, C.C.; Rodrigues, L.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M. (Editores) *Biodiversity and Conservation*. *Braz. Journ. of Biology*. vol 69, n°2, (suppl) 707-716 pp. 2009.
- SPEECE, R.E. et al. Hypolimnetic oxygenation studies in Clark Hill Lake. *J. Hydraulics Eng. Division, ASCE*, vol.108, pp. 225-244. 1982.
- SPEECE, R.E. Lateral thinking solves stratification problems. *Water Quality International*, vol 3, pp. 12-15. 1994.
- SPILK, F. A contaminação das águas e a disseminação de doenças de veiculação hídrica. *Entrevista especial*. *Inst. Humanitas UniSinos*. 2015.
- STARLING, F.L.R.M. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoá reservoir (Brasília, Df, Brazil: a mesocosm experiment). *Hydrobiologia* vol. 257, pp. 143-152. 1993.
- STARLING, F.L.R.M. Development of biomanipulation strategies for the remediation of eutrophication problems in a urban reservoir (Lago Paranoá, DF, Brazil). PhD Thesis. Institute of Aquaculture. University of Stirling, Scotland, 259 pp, 1998.

- STERNBERG, R. Hydropower: Dimensions of social and environmental coexistence. Science Direct. Renewable and sustainable energy reviews. Elsevier. Vol. 12, pp. 1588-1621. 2007.
- STONE, R. Mayem on the Mekong. Science. vol. 333. 814-818. 2011.
- STRASKRABA, M. Limnological basis for modeling reservoir ecosystems. pp. 517-535. In: Man Made Lakes: their problems and environmental effects. ACHERMAN, W.C.; WHITW, G.; WORTINGTON, E.B. (eds). Geophysical Monograph, vol 17, American Geophysical Union, Washington, D.C. USA, xv + 847 pp, 1973.
- STRASKRABA, M. Mathematische simulation der Planktionsdynamik in Gewässern und deren Anwendung auf die Produktionssteuerung in Yalserren. Z. f. Wasserund Abwasser-Forschung 12: 56-64. 1979.
- STRASKRABA M.; GNAUK, A. Freshwater Ecosystems.Ecol. Modelling vol.18, pp. 85-98. 1985.
- STRASKABOVA V. and VRBA J. (Editors). International Review of Hydrobiology: Proceedings of the Third International Conference on Limnology and Water Quality. Special Issue. Ceske Budejovice, Tcheck Republic.vol. 83, 715pp. 1998.
- STRASKRABA, M. Limnological particularities of multiple reservoirs. Arch. Hydrobiol. Berh. Engb. Limnol. vol. 33, pp. 677-678, 1990.
- STRASKRABA, M. Ecotechnology as a new means for environmental management. Ecol. Engineering, vol 2, pp. 311-331, 1993.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. Comparative reservoir ecology and water quality management. Kluwer Academic Publishers. 291 pp. 1993.
- STRASKRABA, M.; DOLTALKOVIC, I. HEJLAR, J.; VYHNALER, V. The effect of reservoirs on phosphorus concentration. Int. Revue ges Hydrobiologie. Vol. 80, 403-413 pp. 1995.
- STRASKRABA, M. Ecotechnology and mathematical modeling in reservoirs water quality management. J. Water SRT Aqua. vol 44, n. 1, pp. 112-116. Blackwell Sciences. 1995.
- STRASKRABA, M. Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. Internat. Rev. Hydrobiol. 83 – Special Issue: 1-12. 1998.
- STRASKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: Tundisi, J. G.; Straskraba. Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. IIE, Backhuys Publishers, Brazilian Academy of Science: 385-410. 1999.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Reservoir water quality management. Guidelines for lake management Vol. 9 ILEC Japan Kusatsu 227pp. 1999.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Reservoir ecosystem functioning: theory and application. In Tundisi, J.G.; M. Straskraba (eds), Theoretical Reservoir Ecology and its Applications, Brazilian Academy of Science/International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, 585 pp. 1999.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol 9-Gerenciamento da qualidade da água das represas. Tradução Dino Vannucci, IIE, São Carlos, 280pp. 2000.
- STRASKRABOVA, M.; KENNEDY, R.H.; LIND, O.T.; TUNDISI, J.G.; HEJLAR, J. (Editors). Reservoir limnology and water quality. Hydrobiologia, vol 504, pp. 325. Kluwer Academic Publishers. 2005.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol 9-Gerenciamento da qualidade da água das represas. 2ª. ed. ILEC, IIE. Oficina de Textos, São Paulo, 272pp, 2008.

- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol 9-Gerenciamento da qualidade da água das represas. 3ª. ed. ILEC, IIE. Oficina de Textos, São Paulo, 300pp, 2013.
- TABARELLI, M. DUARTE ROCHA, C.; LACERDA, L. (eds). PELD/CNPq – Dez Anos de Programas Ecológicos no Brasil. Achados, Lições, Perspectivas. Editora Universitaria. 449 pp, UFPE. 2013.
- TALLING, J.F.; LEMOALLE, J.L.; Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters. Cambridge University Press. 441pp. 1998.
- THI HANH T. et al. Modelling tools to analyse and access the ecological impacts of hydropower dams, Water. Vol. 10 (N. 3) pp. 259. 2018.
- THIENEMANN, A. Seetypen Naturwissenschaften. Vol 18, pp. 1-3. 1918.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; ALBERT, S.M. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. In Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo (A.A. Agostinho; L.C. Gomes, eds.). Eduem, Maringá, p. 19-37. 1997.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. Acta Limnol. Bras. vol. 10, pp. 103-106, 1998.
- THOMAZ, S.M. Fatores que afetam a distribuição, e o desenvolvimento de macrófitas aquáticas em reservatórios: uma análise em diferentes escalas. pp. 165-181. In: Nogueira, M.; Henry, R.; Jorcin, A. (Editores). Ecologia de Reservatórios. Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. RIMA, São Carlos, 459 pp. 2006.
- THORTON, J.A.; RAST, W. – A test of hypothesis relating to comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid rian made lakes. pp. 1-24. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUNCAN, A. (eds.). Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management. Development in Hydrobiology 77. 1993.
- THORTON, J. STEEL, A.; RAST, W. Chapter 8. Reservoir. In: CHAPMAN (ed.) Water Quality Assessments A guide to use biotic, sediments and water in environmental monitoring. 2nd edition. UNESCO/WHO/UNEP, 1996.
- THORTON, J.A.; RAST, W.; STEELE, A. Reservoirs. pp. 369-412. In: CHAPMAN, D. (ed.). Water Quality Assessments. 2nd edition. Chapman and Hall, London, 1996.
- THORTON, K.W.; KIMEL, B.L.; PAYNE, F.E. – Reservoirs Limnology. Ecological Perspectives. John Wiley; Sons Inc. 246 pp. 1990.
- TILMAN, D.; KILHAM, S.S. Sinking in freshwater phytoplankton: some ecological implications, of cell nutrient status and physical mixing processes. Limnol.; Ocean. vol.21, pp. 409-417, 1976.
- TIMPE, K.; KAPLAN, D. The changing hydrology of the dammed Amazon. Science Advances. Research Article. Vol. 3 pp. 1-13. 2017.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C.; 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain. Mato Grosso do Sul, Brazil. Hydrobiologia. Vol. 361. n° 1-3 pp. 125-134. 1998.
- TUCCI, C.E.M. Integrated management of land based activities in the São Francisco River Basin. 40 pp. UNEP-EEF, Terminal evaluation. Report, 2014.
- TUNDISI, J.G. Produção primária “standing-stock”, fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistema lacustre artificial. (Represa do Broa, São Carlos). Tese de Livre Docência, USP. 410 pp. 1977.
- TUNDISI, J.G. O modelo Broa. pp. 99-113. ACIESP, São Paulo, 1978.

- TUNDISI J. G. (Coordenador). Tipologia de represas do Estado de São Paulo. Vol.1. 73pp. 1980.
- TUNDISI, J.G. A review of basic ecological processes: interacting with production and standing stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 100, pp. 223-243, 1983.
- TUNDISI, J.G. "Estratificação hidráulica" em reservatórios e suas consequências ecológicas. *Cienc. Cult.*; 36: 1489-1496.1984
- TUNDISI, J.G. The Lobo Broa Reservoir case study. UNEP; ILEC; UNCRD 36pp. 1986a.
- TUNDISI, J.G. Local community involvement in environmental planning and management: focus on river basin management. UNCRD, Nagoya, Japan. 1986b.
- TUNDISI, J.G. Limnologia de represas artificiais. *Bol. Hidráulica e Saneamento. EESC. USP.* 46 pp. 1986c.
- TUNDISI, J.G. The Lobo (Broa) ecosystem. *Ciencia Interamericana* 25: 18-31.1986d
- TUNDISI J. G. (Editor) Limnologia e manejo de represas Voll (Tomo 1). Serie Monografias em Limnologia. Academia de Ciencias do Estado de São Paulo, EESC-USP, CNPq. 506 pp. 1988a.
- TUNDISI, J.G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. pp. 1-75. In: TUNDISI J.G. (ed.). *Limnologia e Manejo de represas.. vol 1, Tomo 1, 506pp.* 1988b.
- TUNDISI, J.G. Distribuição espacial, referência temporal, e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Rev. Bras. Biol* vol. 50 (4) pp. 937-95, 1990.
- TUNDISI, J.G. Uma nova abordagem para controlar a eutrofização: melhorar a capacidade de gerenciamento. Cap.8, pp. 329-335. In: TUNDISI, J.G. (ed.). *Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização. Série de Publicações Técnicas. UNEP/PNUMA/UNESCO/ANA, 385 pp.* 1992.
- TUNDISI, J.G. VIII Man Made Lakes: Theoretical basis for reservoir management. *Verh. Internat. VereinLimnol.* vol. 25 pp. 1153-1156. 1993
- TUNDISI J. G. Regional Approaches to river basin management in La Plata: an overview. In: *Environmental and Social Dimensions of Reservoir Development and Management in the La Plata River Basin (Nagoya, Japan, UNCRD): 1-6.*1994a.
- TUNDISI, J.G. Ecosystem model for the Lobo(Broa) reservoir, Brazil: wetlands and shallow continental water bodies, case studies, vol 2, pp 217-234, SBP Publishers, 1994b.
- TUNDISI, J.G. Tropical South America: present and perspectives. pp. 353-424. In: MARGALEF, R. (ed.). *Limnology Now a paradigm of planetary problems.* Elsevier. 553 pp. 1994c.
- TUNDISI, J.G. Climate. In: Tundisi, J.G. and Saijo Y. (Editors). *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes. Brazil, São Paulo. USP. Brazilian Academy of Sciences.* Pp. 7-13.1997.
- TUNDISI, J.G. Management of reservoirs in Brazil. In: JØRGENSEN, S.E.; Vollenweider, R.A. (Editors). *Guidelines for lake management.* ILEC, UNEP. 115-196 pp. 1999.
- TUNDISI, J.G. (ed.) Plano de conservação e usos múltiplos dos reservatórios da UHE Luiz Eduardo Magalhães.(Lageado), Tocantins, (contrato:IMVESTCO/IIE). Relatório. 238 pp. 2001.
- TUNDISI, J.G. Relatório Técnico Científico. Sistemas de Suporte a Decisão no Gerenciamento de Reservatórios de Abastecimento Público e Hidroelétricas.50pp. Projeto PIPE – Fapesp Proc 00/07379-5. 2002.

- TUNDISI, J.G. Água no Século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos, SP. Rima Editora 248 pp, 2003.
- TUNDISI, J.G. Barragens. Almanaque Brasil Socio Ambiental. água pp. 255-257. 2004.
- TUNDISI, J.G. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios. Estudos de caso e perspectivas, pp. 1-21. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Rima Editora, 459pp. 2006.
- TUNDISI, J.E.M. Indicadores da qualidade da bacia hidrográfica para gestão integrada dos recursos hídricos. Estudo de caso: Bacia hidrográfica do Médio Tocantins. Tese de Doutorado. PPGERN, UFSCar, 2006.
- TUNDISI, J.G. Hydropower development in the Amazon, Congo and Mekong basins. ELetter Science vol. 351issue 6.269 pp. 128-129. 2016.
- TUNDISI, J.G. Pesquisas ecologicas de longa duração na bacia dos rios Itaqueri e Lobo e na represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa), Itirapina, SP, Brasil. Relatório Final/Projeto PELD, 82 PP, 2017.
- TUNDISI, J.G. Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. Water Security. Vol. 4 (n 5). pp. 1-7. 2018.
- TUNDISI, T.M, TUNDISI, J.G.; MATHEUS, C.E. Plankton studies in a lacustrine environment: II. Spatial distribution of zooplankton. Ciência e Cultura. vol 27, pp. 269-271, 1975
- TUNDISI, J.G, MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O.; GENTIL, J.G.; N. NAKAMOTO. Primary Production, standing stock of phytoplankton and ecological factors in a shallow tropical reservoir. (Represa do Broa, São Carlos, Brasil). Sem. Medio Ambiente Y Represas. vol.1, pp. 138-172. Montevideo, 1977.
- TUNDISI, J.G, GENTIL, J.G.; DIRICKSON, M.C. Seasonal cycle of primary production of nanno and microphytoplankton in a shallow tropical reservoir. Rev. Bras. de Bot.vol1, pp. 35-39, 1978.
- TUNDISI, J.G.; HINO, K. List of species and growth seasons of phytoplankton form Lobo (Broa) reservoir. Braz. Journal Biol. vol. 41, no. 1, pp. 63-68. 1981.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In Tundisi, J.G. (Ed.). Limnologia e Manejo de Represas. Academia de Ciências de São Paulo. (Monografia). p. 165-204. 1988.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology and eutrophication of Barra Bonita Reservoir, São Paulo, State, Shouthern Brazil. Arch. Hydrobiol. Beih. Egeb. Limn.; 33: 661-676. 1990.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M.C.; NOVO, E.M.L. Comparative limnology of five reservoirs in the Middle Tietê River, São Paulo State, Verh. Internt. Verein. Limnol.; 24: 1489-1496. 1991.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI M.C. Limnology and management of reservoirs in Brazil, pp. 25-55. In: M. Straskraba, J.G. Tundisi & A Duncan (eds.), Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands. 1993
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Plankton diversity in a warm monomictic lake (Dom Helvecio, MG) and a polymictic reservoir (Barra Bonita, SP): a comparative analysis of the intermediate disturbance hypothesis. Anais Acad. Bras. Ciências, vol 66, suppl.1 1994.

- TUNDISI, J.G.; T. MATSUMURA-TUNDISI. The Lobo-Broa Ecosystem Research. In Tundisi, J.G, C.E.M. Bicudo; T.Matsumura-Tundisi (eds), Limnology in Brazil. Brazilian Academy of Science, Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro: 219-143.1995.
- TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. Theoretical reservoir ecology and its applications. Int. Inst. of Ecology/Braz Acad. of Sciences/Backhuys Publishers. 585pp, 1999a.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management 505-528 pp. In: Tundisi, J.G.; Straskraba, M. Theoretical reservoir ecology and its applications. Brazilian Academy of Sciences, IIE and Backhuys Publishers 585pp. 1999b.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Lagos e Reservatórios. Qualidade da água. O impacto da eutrofização. UNEP/IETC/ILEC/IIE, VOL.3 PP. 1-28. 2002a.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, AA.; TUNDISI, J.G. (orgs.). Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação 2a edição. Escrituras Editora, São Paulo, pp. 2002b.
- TUNDISI, J.G.; ARANTES, J.D.; MATSUMURA-TUNDISI, T. The Wedderburn and Richardson numbers applied to shallow reservoirs in Brazil. Verh. Internat. Verein. Limnol. Vol. 28. Pp. 663-666. 2002c.
- TUNDISI, J. G.; T. MATSUMURA-TUNDISI; V.L. REIS. Sustainable water sources in South America. The Amazon and La Plata basins. In: Lakes and Reservoirs as International Water System. Towards World Lake Vision. Libor Jansky; Mikiyasu Nakayama & Juha I. Uitto (eds), United Nations University: 28-44. 2002d.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experiences in South America and Brazilian case studies. Hydrobiologia.vol. 500. 231-242. 2003a.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S.L. Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos Rios Itaqueri, Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa). IIE/ AIEGA/PROAQUA/ELEKTRO. Editora Vida e Consciência, São Paulo, 54pp. 2003b.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JUNIOR, J.D.; TUNDISI, J.E.M.; MANZINI, N.F.; DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical and biological variables. Brazilian Journal of Biology, vol. 64, no. 1, p. 177-186. 2004a.
- TUNDISI, J.G.; et al. Water quality and greenhouse gas production in hydroelectric reservoirs. In: Greenhouse gas emission from hydropower reservoirs and water quality. ROSA, L.P.; SANTOS DOS, M.A.; TUNDISI, J.G. (eds.). COPPE, UFRJ, pp. 109-119, 2004b.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SIDAGIS GALLI, C. (Editores). Eutrofização na América do Sul. IIE. IIEGA. Eutrosul. 531 pp. 2006a.
- TUNDISI, J.G.; SEBASTIEN, N.Y.; MATSUMURA-TUNDISI, T. TUNDISI, J.E.M.; MANZINI, N.F.,. The responses of reservoir of Southeastern Brazil to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical and biological variables. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie, vol. 29, p. 2124-2128.2006b.
- TUNDISI, J.G.; et al. Limnologia de Águas Interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. pp. 203-240. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (eds.). águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. Escrituras Editora Ltda, 2006c.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & ABE, D.S.; The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. Brazilian Journal of Biology, vol. 68, no.4, p. 1079-1098. Supl. 2008a.

- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M.; Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 4, p. 1133-1135. Suppl. 2008b.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Impactos potenciais das alterações do código florestal nos recursos hídricos. *Biota Neot.* vol 10, n°4, 68-73 pp. 2010.
- TUNDISI, J.G.; T. MATSUMURA-TUNDISI. *Limnologia*. Oficina de Textos São Paulo, 631 pp, Primeira Edição revisada 631pp. 2013a.
- TUNDISI J. G.; MATSUMURA -TUNDISI T. The Ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa) reservoir and its watershed. *Freshwater Reviews* vol. 6, pp. 75-91 2013b.
- TUNDISI, J.G.; GOLDEMBERG, J.; MATSUMURA-TUNDISI, T. AND SARAIVA, A.C. How many more dams in the Amazon? *Energy Policy*. Elsevier.vol. 74. 703-708 pp. 2014.
- TUNDISI, J.G.; et al. A bloom of Cyanobacteria (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir: a consequence of global change? *Braz. Journ. Biol.* vol 75, n.2, pp. 507-508 2015a.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M. Environmental impact assessment of reservoir construction: new perspectives for restoration economy and development at the Belo Monte Power Plant, case study. *Braz. Journ. Biol.* vol 75, n. 3 (suppl), pp. 10-15. 2015b.
- TUNDISI, J.G.; et al. Limnological and ecological methods: approaches and sampling strategies for middle Xingu River in the área of influence of future Belo Monte Power Plant. *Braz. Journ. Biol.* vol.75, n. 3, suppl. pp. 16-29. 2015c.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.E.M. Promoting the integration of Engineering, Ecology and Limnology: The ecohydrological approach applied to Amazon reservoir construction. *Braz. Journal of Biology*.vol. 75 n. 3 (suppl) p.290-291. 2015d.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CIMINELLI, V.S.; BARBOSA, F.A.R. Water availability, water quality, water governance. In: CUDERNNEC et al. (eds.). *Hydrological Sciences and Water Security: Past, Present and Future*, vol. 366. IAHAS, pp. 75-79. 2015e.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integrating ecohydrology, water management and watershed economy: case study from Brazil. *Ecohydrology; Hydrobiology* 16: 83-91, 2016.
- TUNDISI, J.G. et al.; Integrated Management Plan for the Itaqueri-Lobo watershed and UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa reservoir), pp. 125-128. In: MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. (eds). *Water Reservoir Management*. Editora Scienza, São Carlos, IANAS, FAPESP, IIE. 248pp, 2018.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Water Infrastructure. Pp. 61-79. In Metcalfe C. et al.; (Editors). *The Parana River Basin. Managing Water Resources to sustain ecosystem services*. Earthscan, Routledge. Taylor; Francis. 187pp. 2020
- UHLMANN D. Evaluation of strategies for controlling eutrophication of lakes and reservoirs. In. *Revue. ges Hydrobiol.* Vol 67. pp. 821-835. 1994.
- UNEP- IETC University of Copenhagen. Handbook on Phytotechnology for water quality improvement and wetland management through modeling applications. UNEP, 239 pp. 2005.
- UNEP/GEMS/WATER PROGRAMME, Water quality for ecosystem and human health. 2nd Edition, 120 pp. 2008. (web site: <http://www.gemswater.org/>).
- UNGEMACH, H. Die Ionenfrachtdés Rio Negro, Staat Amazonas, Brasilien Nach Untersuchungen – Amazoniana. vol. 3, pp. 175-185. 1972.

- UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA. Facultad de Humanidades y Ciencias. Montevideo, Uruguay, Seminario sobre Médio Ambiente Y Represas Tomo 1 pp. 367.;Tomo 2 pp 215 OEA.1977.
- VALENCIO, N.; GONÇALVES COSTA, J. Do alarde desenvolvimentista ao silêncio inoportuno sobre os riscos: limites da convivência social com uma grande barragem. pp. 342-366. In: HENRY R. (Organizador). Represa de Jurumirim :ecologia, modelagem e aspectos sociais. Holos Editora. Ribeirão Preto Est. São Paulo. 433pp. 2014.
- VAN CAPELLEN, P.; MAAVARA T. Rivers in the Anthropocene: Global Scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming, *Ecohydrology; Hydrobiology*.pp. 106-111 Vol. 16 number 2, 2016.
- VAN DER HEIDE J. Filling phase limnology of a man made lake in the humid tropics. Lake Brokopondo. Ph.D. Thesis .University of Amsterdam . 427 pp 1982.
- VIEIRA SOARES, Z.M.; et al.Global warming enhances deep water warming in water subtropical reservoirs: evidence from hydrodynamic modeling. *Climatic Change*, vol. 166, 2021.
- VON BERTALANFFLY, L. Theoretische Biologie. Verlag von Gebruder Borntrayer. Berlin, 1942.
- VON BERTALANFFLY, L. Problems of Life. Wiley. New York, 240 pp, 1952.
- VOLLENWEIDER, R.A.Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular rederence to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Technical, Report. Environmental Directorate OECD, Paris 154pp. 1968
- VOLLENWEIDER, R.A. Input-output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Zeit. Hydrol.* Vol. 37, pp. 5-84. 1975.
- VOLLENWEIDER R.A.; KEREKES, J.J. The loading concept as a basis for controlling eutrophication and preliminary results of the OECD Programme on eutrophication. *Prog. Water Technology.* Vol 12, pp. 5-18.1980.
- VOLLENWEIDER, R.A.; KEREKES, J.J. Background and summary results of the OECD cooperative program on eutrophication, pp. 25-36. In: *Restoration of lakes and inland waters. USA/EPA 220-5-81-010* 1982.
- WALKER, Jr W.W. Empirical Methods for Predicting Eutrophication in Impoundments. Report 3. Phase II: Model Refinements. Technical Report E- 81-9. U. S,Army Waterways experiment Station. Vicksburg. Mississipi. 1985.
- WALKER, I.; MIYAI, R.K.; MELO, M.D.A. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina Hydroelectric, Amazonas State Brazil.*Acta Amazonica*, v. 29,n. 2, pp. 243-265,1999.
- WANTZEN, K.M.; JUNK, W.J.Aquatic-terrestrial linkages from streams to rivers: biotic hot spots and hot moments. *Archiv. Für Hydrobiologie Supplements.* vol. 158 pp. 595-611. 2006.
- WARD, P.G.; LOFTS, J.C.; MCBRIDE, G.B. The “data rich but poor information” syndrome in water quality monitoring. *Environ. Manage.*; 10: 291-298, 1986.
- WARNER, R.R.; P.L. CHESSON. Coexistence mediated by recruitment fluctuations: a field guide to the storage effect. *Am. Nat.* 125: 769-787.1985.
- WCD (World Commission on Dams). Dams and Development. A new framework for decision making. Report. Earthcan Publicationas. 404pp, 2000.
- WELCH, E. B. PATMONT, C. R. Lake restoration by dilution; Moses Lake Washington,. *Water Res.*; Vol. 14, pp. 1317-1325.1980.
- WELCOME, R.L. Fisheries ecology of floodplain rivers. Longmans, London, UK 317pp, 1979.
- WETZEL, R.G. Limnology. W. B. Saunders. Philadelphia. 743 pp, 1983.

- WHITAKER, V.A. A área alagada da Represa do Lobo (Itirapina, SP). Os processos ecológicos associados ao potencial de desnitrificação dos sedimentos. Tese de Doutorado. EESC, USP, 137pp. 1993.
- WINDER, M.; SOMMER, U. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, vol. 698, no. 1, p. 5-16. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2>. 2012.
- WINEMILLER K.O.; et al.; Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo and Mekong. *Science*. Vol.351 pp. 128-129. 2016.
- ZAGATTO, P.A. Evaluation ecotoxicologique du reservoir Guarapiranga, São Paulo, SP, Bresil, en relation avec le problem des algues toxiques et des algicides. Thetz (Tese de Doutorado) University of Metz, Centr des Sciences de l'Environment.; 1995.
- ZALEWSKI, M. Ecohydrology for the conservation of global change. *Brazilian Journal of Biology*. Vol.70, n°3, supplement, pp. 689-695.2010.
- ZALEWSKI, M. Ecohydrology, Biotechnology and engineering for cost efficiency in reaching the sustainability of the biosphere. *Ecohydrology; Hydrobiology*. Vol.14. n°1, pp. 14-20, 2014a.
- ZALEWSKI M. Ecohydrology and Hydrology Engineering regulation of hydrology biota interactions for sustainability. *Journal of Hydrological Engineering* vol.20 number 1, pp. 1-14 2014b.
- ZALEWSKI M. Ecohydrology: An integrative sustainability science. *Intech Open*.pp1-35.2020.
- ZANON, JE.; SIMÕES, NR.; RODRIGUES, L Effects of recurrent disturbances on the periphyton community downstream of a dammed watercourse. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*. vol. 73, no. 2, p. 253-258. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000200005>. PMID: 23917552.2013.
- ZHE HI et al.; Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992-2016). *Ecohydrology and Hydrobiol*. 2018.

Glossário

INGLES – PORTUGUES

Spill-Water	Água vertida
Deep discharge	Descarga do fundo
Epilimnetic	Descarga do epilímnio
Hipolimnétic discharge	Descarga do Hipolímnio
Retention Time (R.T.)	Tempo de retenção (TR)
Pumped storage reservoir	Represas com bombeamento reverso a montante
Hydraulic Stratification	Estratificação hidráulica
Selective offtakes	Descargas seletivas de água vertida ou turbinada para múltiplos usos.
Total water discharge	Descarga total de água do reservatório
Ecological outflows	Vazões ecológicas
Off-river reservoirs	Reservatórios em canais próximos aos rios
Dam reservoirs	Represas nos rios principais
Filling phase of reservoirs	Fase de enchimento de represas
Environmental Impact Assessment of a reservoir	Avaliação do Impacto Ambiental da construção de Represas
Reservoir aging	O "envelhecimento" do reservatório
Plunge point	Ponto de intrusão de águas no reservatório (do rio em um reservatório)
Warm Monomítico	Monomítico quente. Reservatórios (ou lagos) com uma circulação anual e temperaturas acima ou com aproximadamente 20°C no epilímnio.
Spillways	Descarga a jusante sem controle de condutos (vertedouros abertos.)
Gated Spillways	Descarga a jusante com condutos sem controle do vertedouro.
Gated Conduits	Descarga a jusante de vertedouros com condutos e controlados.
Pré impoundments	Pré reservatórios - Reservatórios nos tributários.

Lista de Acrônimos

- **ANA** – Agencia Nacional das Águas
- **AIIEGA** – Associação Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental.
- **BIOTA / FAPESP** – Programa de Biodiversidade do Estado de São Paulo.
- **CETESB** – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.
- **COPPE/ UFRJ** – Coordenação de Pesquisas e Pós graduação – Universidade Federal do Rio de Janeiro
- **CNPq** – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.
- **FAPESP** – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.
- **FINEP** – Financiadora de Projetos.
- **FLUHMA** – Fluxo Hidráulico Mínimo Ambiental
- **IETC/UNEP** – International Environmental Technology Centre –Centro Internacional de Tecnologia.
- **IIE** – Instituto Internacional de Ecologia.
- **ILEC** – International Lake Environment Committee. Comitê Internacional do Meio Ambiente de Lagos e Represas.
- **INPA** – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
- **IMPE** – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- **IHP** – International Hydrological Programme – Programa Hidrológico Internacional. UNESCO.
- **IWRM** – Integrated Water Resources Management – Gerenciamento Integrado De Recursos Hídricos.
- **OEA** – Organização dos Estados Americanos.
- **PAMOLARE** – Planning and Management of Lakes and Reservoirs. Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios.
- **PELD** – Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – CNPq.
- **PNUMA** – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente.
- **SABESP** – Companhia de Saneamento Básico de São Paulo.
- **SIMBIOTA/FAPESP** – Sistema de Análise e Armazenamento de dados da biodiversidade georeferenciado.
- **UGRHi** – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
- **UHE** – Usina Hidroelétrica.
- **UNEP** – United Nations Environment Programme – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente.
- **UNESCO** – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization – Programa Educacional, Científico, e Cultural das Nações Unidas.
- **UNCRD** – United Nations Centre for Regional Development.
- **WHO** – World Health Organization – Organização Mundial da Saúde.
- **WCD** – World Commission on Dams – Comissão Mundial de Barragens.
- **WOTS Program** – Water Operations Technical Support – US Army Corps of Engineers. Operações sobre Recursos Hídricos – Suporte Técnico.

Anexos

Os anexos são informações complementares ao texto. Pela sua dimensão e maior complexidade foram colocados adicionalmente para ilustrar melhor tópicos do texto.

Anexo 1

Perfis de grupos afetados adversamente pela construção de grandes barragens. Ilustrações de estudos de caso do World Commission on Dams (2000).

Projeto	Número de pessoas deslocadas	Perfil de pessoas deslocadas	Outros afetados adversamente
Glommaand Laagen 1945-1970	Nenhuma deslocada		Nenhum deslocamento
Grand Couler 1934-1975	5.000 6.500	Tribos indígenas 1.000 – 2.000	Muitas pessoas dos grupos First Nations (indígenas) localizadas a montante. Bloqueio de migrações do salmão.
Kariba 1955-1959	57.000	Grupos étnicos. Agricultores de subsistência	Milhares de pessoas afetadas pela inundação, aumento da
Tarbela 1968-1976	96.000	Com 96% de agricultores; 5% de artesãos; 2% de barqueiros	Pescadores, barqueiros, pastores, sofreram com as perdas de área alagadas, florestas.
Gariep e Vanderkloof 1963 até 1970	1380 famílias	Fazendeiros negros não receberam compensações	1 milhão de ovelhas sofreram com parasitas. Altas perdas de rebanho.
Aslantas 1975-1985	1.000 famílias	Muitos imigrantes do leste europeu, pequenos fazendeiros e proprietários de terras.	Perda de serviços das florestas inundadas.
Tucuruí 1975-1985	35.000 pessoas mais tribos indígenas	Pastores, pequenos agricultores, pescadores, e agricultores das margens do rio.	100.000 pessoas dependentes de recursos naturais, redução da qualidade de água, perda de estoques de peixes a jusante.
Pakmun 1991-1994	1.700 famílias	Famílias rurais dependendo da perda de cultivo de arroz, pesca, com pensão em dinheiro não repos perdas.	Mais de 6.000 famílias de agricultores afetadas por perdas.

Fonte: WCD, 2000.

Anexo 2

Planilha a ser Aplicada em Estudos de Impacto Ambiental em Represas.

	REPRESAS					TRABALHOS DE ENGENHARIA					SISTEMA DE TRANSPORTE DE ÁGUAS							RIO A JUSANTE										
	Sedimentação	Proteção das margens	Estabilidade da encosta	Reparação/limpeza do terreno	Qualidade da água	Usos secundários do reservatório	Tipo de construção	Desvio do rio para construção	Tratamento da área a inundar	Sistemas de água vertida	Facilidades para migração de peixes	Facilidades para navegação	Canal	Adutoras	Facilidades de uso	Estação de força	Irrigação	Bombeamento reverso	Reserva intermediária de água	Estações de processamento	Bombeamento	Casa de força	Regime de fluxo	Tipo de canal	Qualidade da água	Tipo de fluxo a jusante (para hidroelétricas)	Facilidades para dissipação	
AMBIENTE SOCIAL																												
Participação pública																												
Empregos																												
Relocação (População afetada)																												
Novas cidades e moradias																												
Valor da terra																												
Usos existentes do solo																												
Riscos e ansiedades																												
Valores pessoais e sociais																												
História/Cultura																												
Paisagem																												
Antropologia regional																												
Paleontologia regional																												
AMBIENTE FÍSICO																												
Regime do rio																												

Fonte: Jørgensen et al., 2005.

	REPRESAS					TRABALHOS DE ENGENHARIA					SISTEMA DE TRANSPORTE DE ÁGUAS					RIO A JUSANTE											
	Sedimentação	Proteção das margens	Estabilidade da encosta	Reparação/limpeza do terreno	Qualidade da água	Usos secundários do reservatório	Tipo de construção	Desvio do rio para construção	Tratamento da área a inundar	Sistemas de água vertida	Facilidades para migração de peixes	Facilidades para navegação	Canal	Adutoras	Facilidades de uso	Estação de força	Irrigação	Bombeamento reverso	Reserva intermediária de água	Estações de processamento	Bombeamento	Casa de força	Regime de fluxo	Tipo de canal	Qualidade da água	Tipo de fluxo a jusante (para hidroelétricas)	Facilidades para dissipação
Erosão (estabilidade do solo)																											
Sedimentação																											
Águas superficiais (volume, descarga)																											
Águas subterrâneas																											
Solo agrícola																											
Materiais utilizados na construção																											
Clima/Atmosfera																											
Problemas de ruídos, poeiras, odores																											
Tipos de substrato do solo, para implantação da represa																											
AMBIENTE BIOLÓGICO																											
Florestas (avaliação qualitativa e quantitativa)																											
Arbustos (avaliação qualitativa e quantitativa)																											
Áreas agrícolas (tipos de cultura)																											
Campos																											

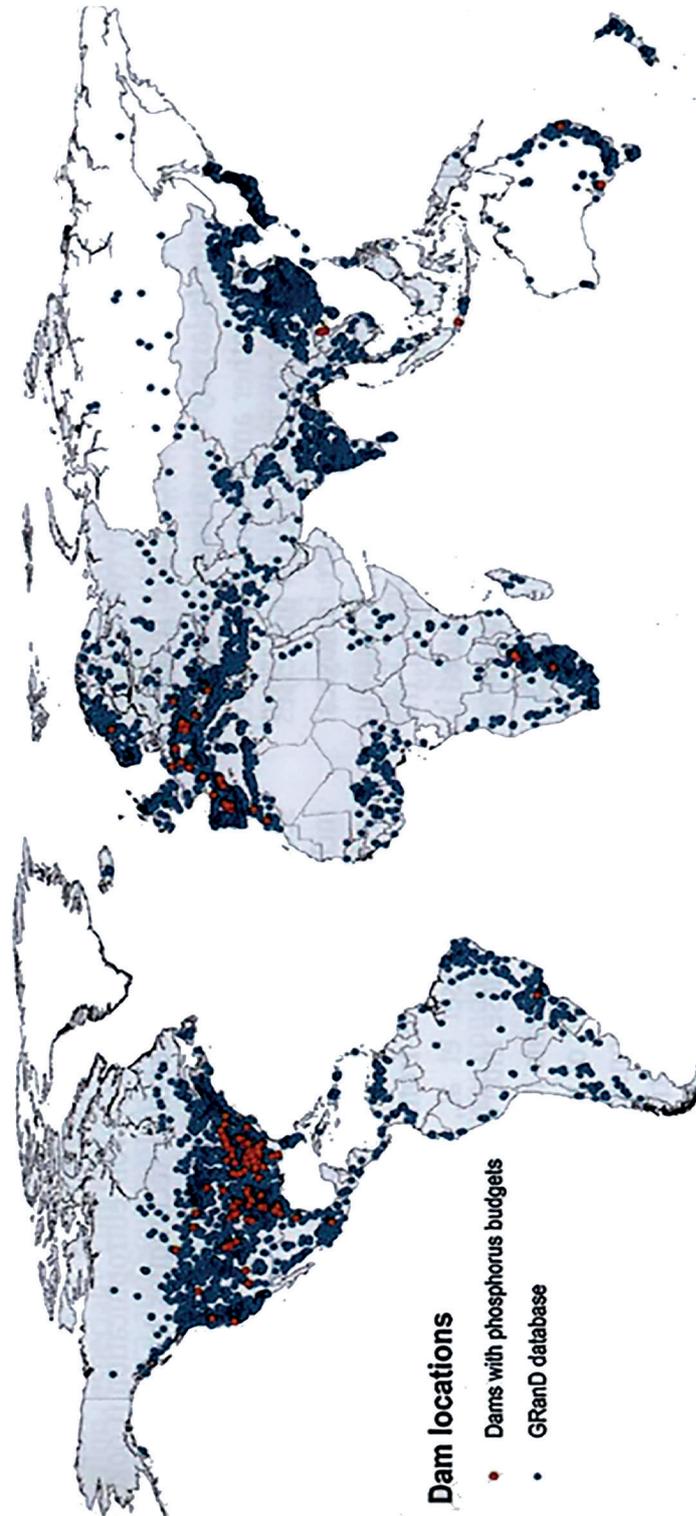
Fonte: Jørgensen et al., 2005.

	REPRESAS					TRABALHOS DE ENGENHARIA					SISTEMA DE TRANSPORTE DE ÁGUAS							RIO A JUSANTE									
	Sedimentação	Proteção das margens	Estabilidade da encosta	Reparação/limpeza do terreno	Qualidade da água	Usos secundários do reservatório	Tipo de construção	Desvio do rio para construção	Tratamento da área a inundar	Sistemas de água vertida	Facilidades para migração de peixes	Facilidades para navegação	Canal	Adustras	Facilidades de uso	Estação de força	Irrigação	Bombeamento reverso	Reserva intermediária de água	Estações de processamento	Bombeamento	Casa de força	Regime de fluxo	Tipo de canal	Qualidade da água	Tipo de fluxo a jusante (para hidroelétricas)	Facilidades para dissipação
Áreas urbanas - Extensão, área, população																											
Lagos - Estrutura e função																											
Rios - Estrutura e função																											
Estuários - Estrutura e função																											
Áreas alagadas - Estrutura e função																											
NO AMBIENTE BIOLÓGICO																											
Comunidades aquáticas em rios e lagos																											
Índice de diversidade terrestre e aquática																											
Índice de riqueza das espécies terrestres e aquáticas																											
Espécies indicadoras em comunidades terrestres e aquáticas																											

Fonte: Jørgensen et al., 2005.

Anexo 3

Balanço de fósforo em represas



Reservatórios em que estudos de retenção e balanço de Fosforo foram realizados (círculos vermelhos). Reservatórios utilizados na base de dados de Fosforo. (em azul). Fonte: Van Capellen & Maavara, 2016.

Anexo 4

Rio Xingu antes da construção da UHE Belo Monte



Anexo 5

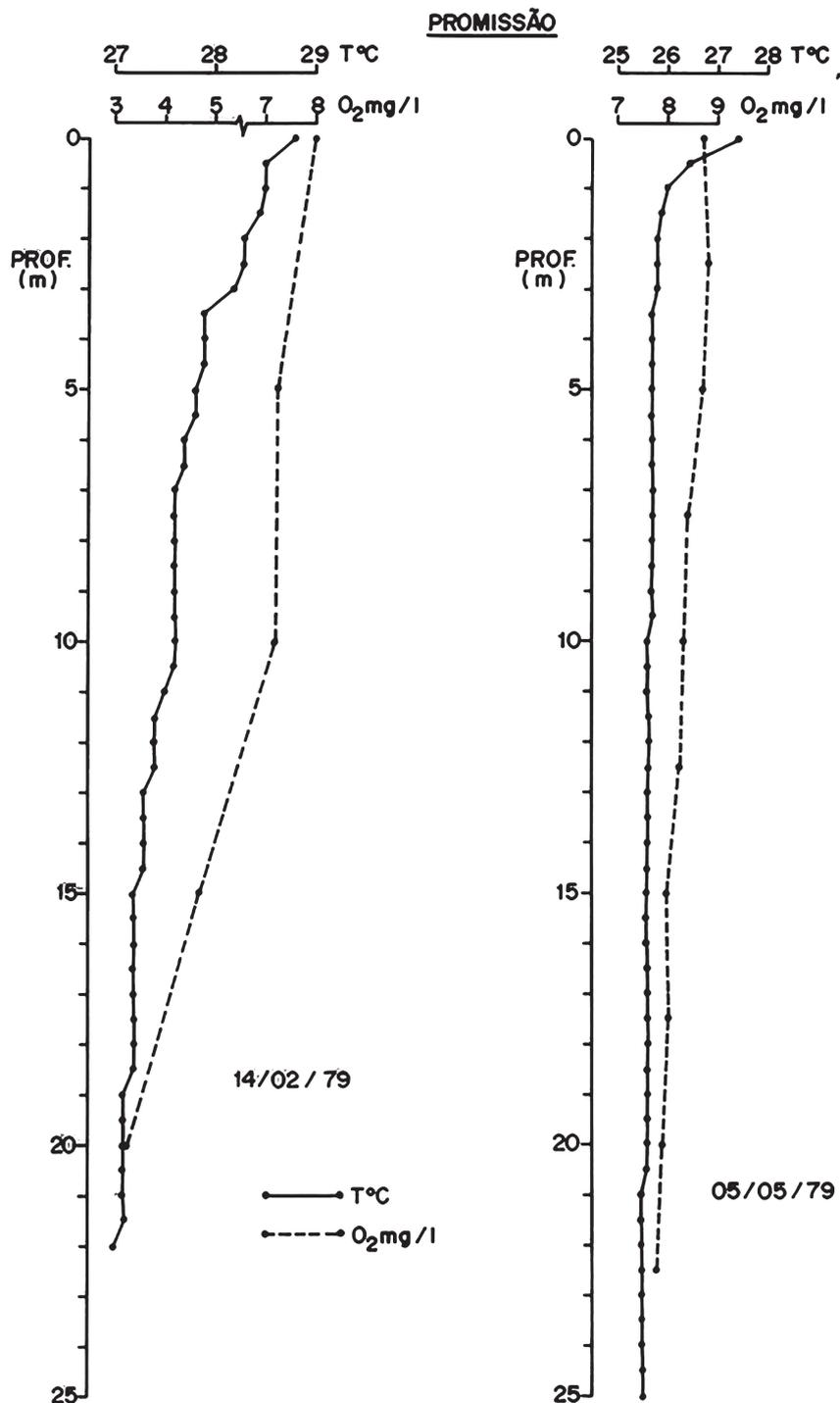
UHE BELO Monte no rio Xingu



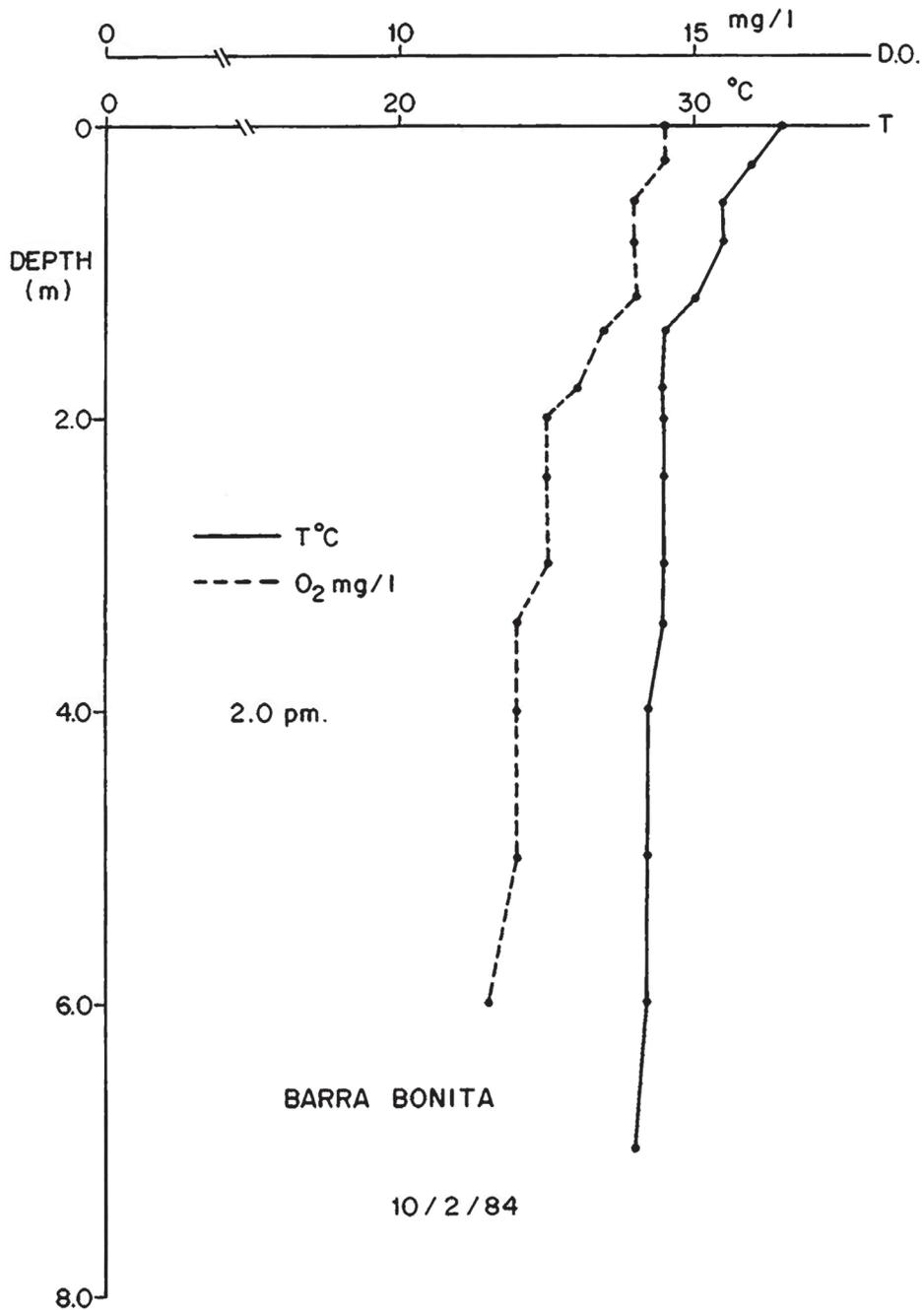
Belo Monte

Anexo 6

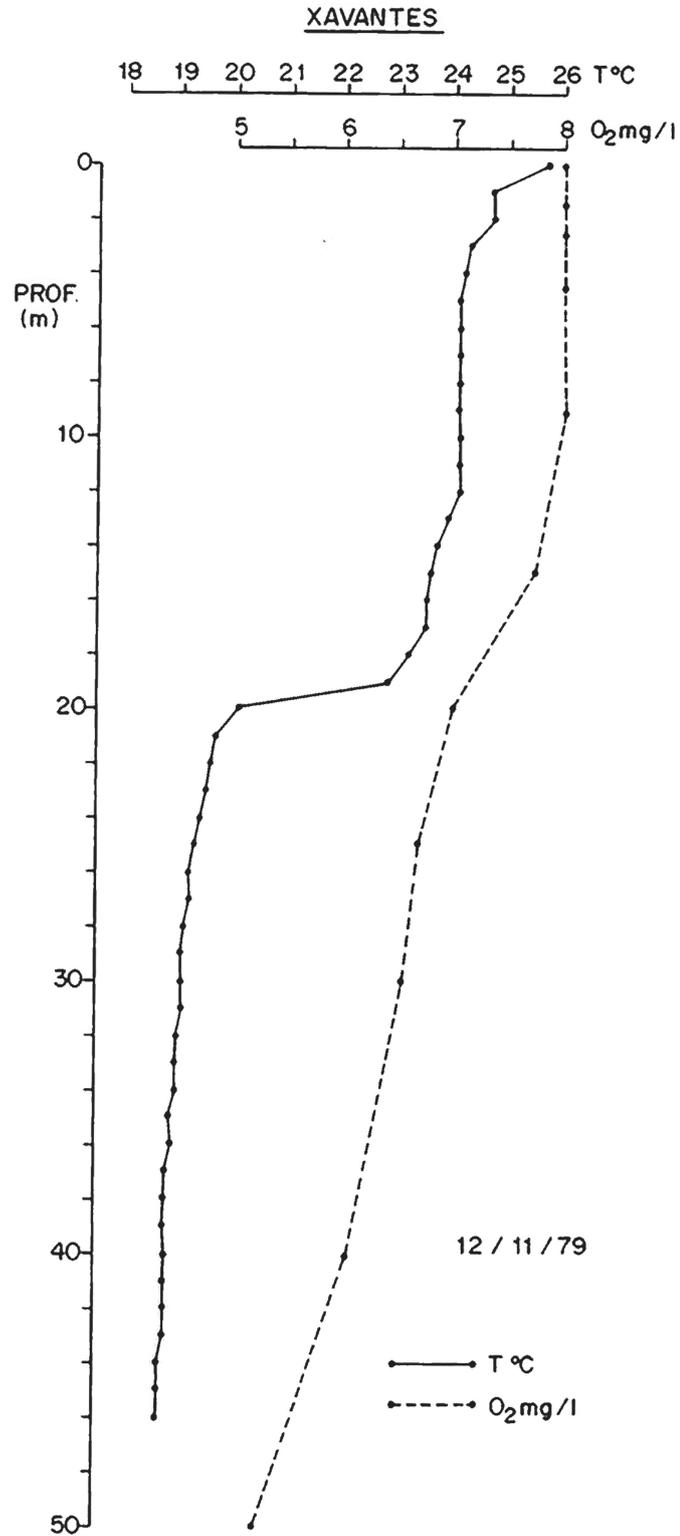
Perfis Térmicos e de Oxigênio dissolvido em reservatórios do Médio Tietê e Paranapanema Fonte projeto Tipologia de Represas do Estado de São Paulo. Tundisi *et al.*, 1978 (FAPESP). Exemplos de perfis em reservatórios.



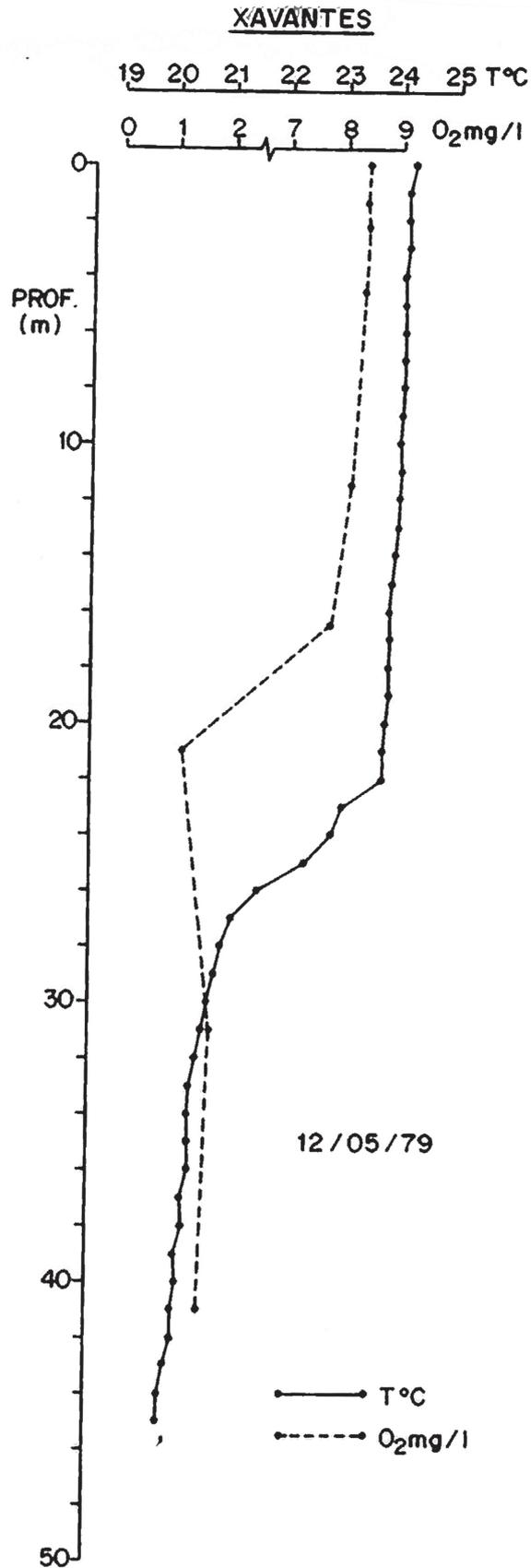
Anexo 7



Anexo 8



Anexo 9



Anexo 10

Área inundada em reservatório da Amazônia – Samuel, Rondônia. Foto: Instituto Internacional de Ecologia – IIE.



A foto mostra o impacto na vegetação na área de enchimento do reservatório.

Anexo 11

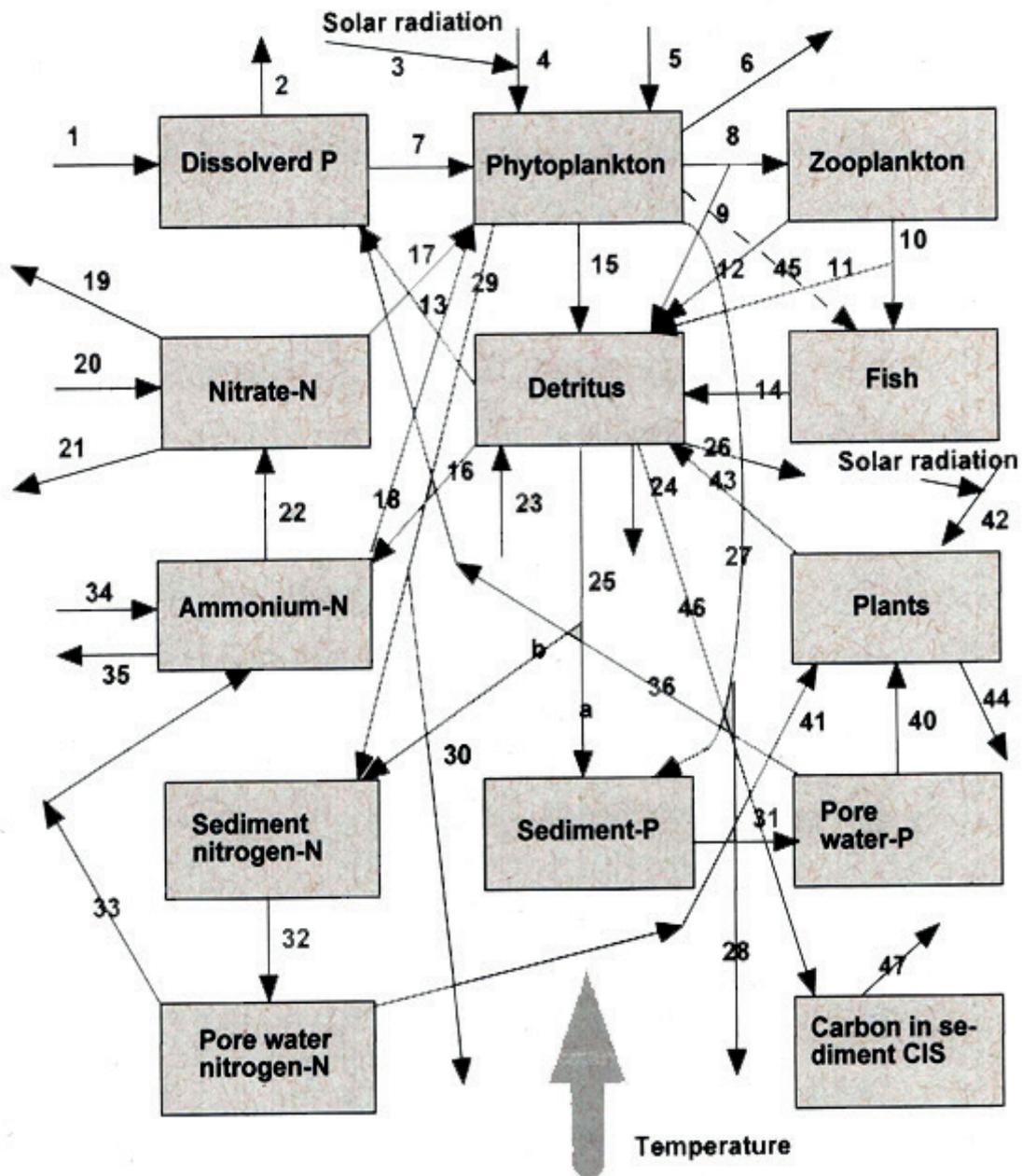
Área inundada em reservatório da Amazônia – Samuel – Rondônia. Foto: Instituto Internacional de Ecologia – IIE.



A Foto mostra o impacto na vegetação na área de enchimento

Anexo 12

Ciclos de Nutrientes e interações nos sistemas aquáticos. Modelo Conceitual. Esta figura mostra a complexidade das interações e o volume da dados necessários para a compreensão do problema.



Rede conceitual de interações nos ciclos de nutrientes, incluindo, água, organismos, sedimentos, detritos e fatores físicos como temperatura e radiação solar. Fonte: UNEP/ INCT, 2005.

Destaques das interações

1. Influxo de Fosforo a partir de varias fontes difusas e pontuais;
2. Defluxo de Fosforo dissolvido;
3. Radiação Solar;
4. Crescimento do Fitoplâncton determinado por vários fatores inclusive temperatura;
5. Descarga do fitoplâncton a partir de tributários ou da bacia hidrográfica ou de represas a jusante;
6. Descarga de Fitoplâncton a jusante;
7. Fixação de Fosforo pelo fitoplâncton;
8. Pastagem do zooplâncton;
9. Fezes produzidas pela pastagem;
10. Predação do zooplâncton pelos peixes;
11. Fezes produzidas pela predação;
12. Mortalidade do zooplâncton;
13. Liberação dos detritos produzindo fósforo dissolvido;
14. Mortalidade dos peixes;
15. Mortalidade do fitoplâncton;
16. Mineralização dos detritos produzindo amônia;
17. Fixação de nitrogênio pelo fitoplâncton;
18. Fixação de amônio pelo fitoplâncton;
19. Defluxo – perda por descarga de Nitrogênio;
20. Influxo de Nitrato a partir de varias fontes;
21. Desnitrificação;
22. Nitrificação;
23. Descarga de detritos de varias fontes;
24. Descarga de detritos;
25. Sedimentação de detritos reduzindo a transferência de fósforo solúvel e a transferência de nitrogênio do sistema sedimento-água;
26. Formação de Dióxido de Carbono por mineralização; CO₂ é transferido para a atmosfera;
27. Fitoplâncton sedimentado sem transferência de fósforo para a água;
28. Sedimentação do fitoplâncton e transferência do nitrogênio para a atmosfera;
29. Sedimentação do fito plâncton e indisponibilidade de transferência do nitrogênio para a atmosfera;
30. Decomposição de compostos de fósforo no sedimento para fósforo dissolvido na água intersticial;

31. Decomposição de compostos de nitrogênio para nitrogênio dissolvido (amônio – N) na água intersticial;
32. Amônio-N transferência da água intersticial a água do reservatório por difusão;
33. Descarga de amônio_ N de varias fontes;
34. Perda de amônio-N a jusante;
35. Transferência de Fósforo dissolvido da água intersticial para a água do lago ou reservatório;
36. Fixação de Fósforo dissolvido na água por plantas submersas;
37. Fixação de Nitrato - Nitrogênio dissolvido na água pelas plantas submersas;
38. Fixação de Amônio-N pelas plantas (Plantas em geral – Macrófitas e fitoplâncton);
39. Fixação de Fosforo dissolvido na água intersticial pelas planta submersas;
40. Fixação de Amônio-N da água intersticial pelas plantas submersas;
41. Fotossíntese das plantas submersas e fixação de CO₂ da água;
42. Mortalidade das plantas submersas;
43. Remoção das plantas submersas por pastagem (principalmente pássaros);
44. Pastagem de peixes sobre o fitoplâncton;
45. Acumulação de carbono por sedimentação de detritos;
46. Oxidação de Carbono no sedimento;

Unidades

- Fosforo dissolvido (mg/l)-P;
- Fitoplâncton (mg./l)-A;
- Zooplâncton (mg/l)-Z;
- Nitrato –N NO₃(mg/l). N;
- Detritos : (mg/l) D;
- Peixes (mg/l) F;
- Amônio –N(mg/l). –NH₄;
- Nitogênio do sedimento –N(g/m²) SNN;
- Nitrogênio da água intersticial –N (g/m²)PNN;
- Fosforo no sedimento (g/m).SPP;
- Fosforo da água intersticial P (g/m²)PPP;
- Carbono no sedimento (g C no sedimento /m³ de água)CIS;
- Macrófitas submersas (g/m²) M;

Anexo 13

O numero de gens para diferentes organismos na escala evolutiva

Tabela simplificada, mostrando o numero de gens utilizados para diferentes espécies para o cálculo de Exergia

	Numero de gens
Detrito	0
Organismos	
Virus	101
Bacteria	600
Algas	850
Fungos	3.000
Esponjas	9.000
Medusas	50.000
Anelideos	100.000
Ratos	140.000
Humanos	250.000

Fonte: Jørgensen *et al.* 2005 (modificado).

Sobre os Autores

Jose Galizia Tundisi



É Professor Titular aposentado da USP – Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP) – Departamento de Hidráulica e Saneamento. Foi Professor Titular da UFSCar – Departamento de Ciências Biológicas e Professor Titular da Universidade FEEVALE, Novo Hamburgo Rio Grande do Sul onde atuou por dez anos na Pós-graduação em Qualidade Ambiental. É professor de Pós-graduação do curso de Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar. Tem 535 trabalhos científicos publicados em revistas internacionais nas áreas de **Ecologia, Gestão Ambiental, Limnologia, Gestão de Bacias Hidrográficas, Poluição e Contaminação e Gestão de Áreas Urbanas**. Tem 47 livros publicados no Brasil e no exterior. Atuou como consultor em recursos hídricos, e professor em 40 países. Orientou 35 Doutores em Ciências e 42 mestres.

É membro da Academia Brasileira de Ciências, da Academia Mundial de Artes e Ciências e faz parte do Staff do Institute of Ecology – Excellence in Ecology, Oldendorf, Alemanha. Recebeu o Premio Moinho Santista em 1992 a Ordem Nacional do Mérito Científico em 1994, o Premio Bouthros Galli das Nações Unidas em 1996 e o Premio Ciência Aplicada á Água da Fundação Wessel em 2006 além de condecorações da Marinha do Brasil e do Ministério das Relações Exteriores do Brasil. Foi Presidente do CNPq (1995-1999) e assessor especial do Ministério da Ciência e Tecnologia 2001-2002. Recebeu em 2021 o título de Pesquisador Emérito do CNPq. É Secretario de Meio Ambiente Ciência Tecnologia e Inovação da PMSC desde 2017. Recebeu em 2021 o titulo de pesquisador emérito do CNPq. Em 2022 recebeu da Sociedade Internacional de Limnologia a Medalha Naumann- Thienemann a mais alta condecoração internacional em Limnologia. É representante do Brasil no Comitê de Águas da Associação das Academias de Ciências das Américas.

Takako Matsumura-Tundisi



Possui graduação em História Natural pela Universidade de São Paulo (1962) e doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade de São Paulo (1972). Foi docente pesquisador da Universidade Federal de São Carlos de 1971 a 1992, na área de Ecologia Aquática. Titular da cadeira de Ecologia desde 1978, aposentou-se em 1992 porém continua credenciada no Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar, orientando Mestres e Doutores. Atualmente é um dos dirigentes do Instituto Internacional de Ecologia (IIE) e da Associação Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental (AIIEGA) que são instituições de Pesquisa e de Consultoria desenvolvendo inúmeros Projetos de Pesquisa financiados pela FAPESP,

CNPq, FINEP, na área de recursos hídricos e prestando serviços de consultoria principalmente no gerenciamento de recursos hídricos e bacias hidrográficas fazendo diagnóstico e prognóstico da qualidade da água dos sistemas hídricos, através de modelagens matemáticas e ecológicas. É editora-chefe do *Brazilian Journal of Biology* - BJB. Atualmente participa como responsável do Plano Básico Ambiental no setor de Limnologia e Qualidade da Água do empreendimento da Usina Hidrelétrica de Belo Monte (PA). Participou do Programa de Pós-graduação em “Ecologia e Recursos Naturais”, desde a sua Fundação, em 1976 até 2017, na UFSCar, oferecendo disciplinas e orientações aos mestrandos e doutorandos que atualmente se encontram em várias Universidades do Brasil e da Colômbia. Publicou 125 trabalhos científicos em revistas qualificadas do Brasil e exterior e cerca de 10 livros, em suas áreas de especialização: Limnologia, Interações Organismo/Meio aquático, Biodiversidade.

Módulo I

Bases conceituais e construtivas

Módulo II

A Dinâmica Ecológica dos Reservatórios

Módulo III

Impactos nos Reservatórios

Módulo IV

Gerenciamento, Monitoramento e Modelagem Matemática de Bacias Hidrográficas e de Reservatórios

Módulo V

Estudo de caso

Módulo VI

Emissões de Gases de Efeito Estufa em Reservatórios

Módulo VII

Reservatórios Artificiais e a Sociedade

Módulo VIII

Efeito das Mudanças Globais na Dinâmica Ecológica dos Reservatórios

Módulo IX

Conclusões

